

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.

Swenson, J.E., Heggberget, T.M., Sandström, P., Sandegren, F., Wabakken, P., Bjärvall, A., Söderberg, A., Franzen, R., Linnell, J.D.C. & Andersen, R. 1996. Brunbjørnens arealbruk i forhold til menneskelig aktivitet. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer for Regionfelt Østlandet, del 5. - NINA Oppdragsmelding 416: 1-20.

Trondheim, juli 1996

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-06095-1

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

Swenson, J.E., Heggberget, T.M., Sandström, P., Sandegren, F., Wabakken, P., Bjärvall, A., Söderberg, A., Franzen, R., Linnell, J.D.C. & Andersen, R. 1996. Brunbjørnens arealbruk i forhold til menneskelig aktivitet. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer for Regionfelt Østlandet, del 5. - NINA Oppdragsmelding 416: 1-20.

I denne rapporten ble data om brunbjørn fra Det skandinaviske bjørneprosjektet analysert. Prosjektets mål var å dokumentere hvilken betydning bebyggelse, veier, og ulike habitat-typer har for bjørnens arealbruk i sommerhalvåret og valg av hi-lokalitet, for dermed å kunne vurdere tre alternative regionale skyte- og øvingsfelt i Hedmark som potensielle bjørnebiotoper. Materialet besto av 8054 peileposisjoner av 32 binner og 40 hannbjørner, 90 hi og digitale data fra et 17.000 km² stort område i Sverige øst for Hedmark. I tillegg analyserte vi 38 hi og peileposisjoner fra 4 hannbjørner i østlige deler av Hedmark.

På sommerhalvåret viste bjørnene en positiv preferanse for skog og negativ preferanse for myr og snaufjell. Bjørnene unngikk veier, og effekten av veier økte med økende veistandard. Bjørner krysset veier, men gjennomsnittlig minsteavstand, basert på peilinger, var 0,6 km til riksvei, 0,4 km til annen asfaltvei, 0,2 km til god grusvei og 0,1 km både til middels og dårlig grusvei. Mønsteret var det samme for bebyggelse. Den gjennomsnittlige minsteavstanden var 0,7 km til tettsted og 0,3 km til enkelt-hus. Alle resultatene indikerer at det er den menneskelige aktivitet i tilknytning til veier og bebyggelse som påvirker bjørnen, og ikke anleggene i seg selv.

Vi fant ikke forskjeller i hi-plassering eller hi-type mellom hannbjørner og binner. Bjørnene viste ingen biotop-preferanser i valg av hi-lokalitet, men 91 % var plassert i skog. Hiene ble plassert høyere i terrenget enn gjennomsnittet for peileposisjonene i sommerhalvåret. Helling var en signifikant faktor i valg av hi-lokalitet, med en tendens til å bruke de bratteste områdene. Det forekom flere hi enn forventet i områder uten veier i 1 kilometers omkrets. Forekomsten av bebyggelse påvirket også bjørnens plassering av hi Områder mer enn 6 km fra tettsted ble foretrukket og områder mindre enn 3 km fra tettsted ble brukt mindre. Den nærmeste kilometeren fra enkelt-hus ble brukt mindre enn forventet.

Bjørnene i Hedmark viste en meget høy preferanse for Gråfjell-alternativet ved valg av hi. Ti av 38 kjente hi (26 %) ble funnet i Gråfjell, og 9 av disse innenfor rød sone. 4-5 hi ble funnet innenfor konsentrert målområde i dette alternativet. Holmsjøen og Gravberget ble brukt som forventet. En analyse av arealbruk hos fire radiomerkede hannbjørner i Hedmark viste at én foretrakk Gråfjellet og én foretrakk Holmsjøen.

Emneord: Bjørn - arealbruk - menneskelig aktivitet.

Per Sandström, Grizzly Bear Recovery Team, US Fish and Wildlife Service, NS 309, University of Montana, Missoula, Montana 59812, USA. Finn Sandegren & Arne Söderberg, Svenska jägareförbundet, Box 7002, S-750 07 Uppsala, Sverige. Anders Bjärvall & Robert Franzen, Naturvårdsverket, S-106 48 Stockholm, Sverige. Petter Wabakken, Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvern avdelingen, Parkgt. 64, Hedmark Fylkeshus, 2301 Hamar. Jon E. Swenson, Thrine M. Heggberget & Reidar Andersen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim. John D.C. Linnell, Norsk institutt for naturforskning/Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad, 2480 Koppang.

Abstract

Swenson, J.E., Heggberget, T.M., Sandström, P., Sandegren, F., Wabakken, P., Bjärvall, A., Söderberg, A., Franzen, R., Linnell, J.D.C. & Andersen, R. 1996. Use of area by brown bears in relation to human activity: a study undertaken in connection with the proposal by the Department of Defense to establish a shooting range in Southeastern Norway, part 5. - Nina Oppdragsmelding 416: 1-20.

Data on brown bears from The Scandinavian Brown Bear Research Project were analyzed for this report. The goal of the project was to document the influence that dwellings, roads and habitat types had on bears' use of the study area during the nondenning period and on their selection of den sites, in order to evaluate the potential bear habitat in three proposed shooting and training ranges in Hedmark County, Southeastern Norway. The data set consisted of 8.054 locations of 32 radio-marked females and 40 males, 90 den sites and digital habitat and topographical data from a 17.000 km² area in Sweden, east of Hedmark. In addition, we analyzed 38 den sites and locations of 4 radio-marked male bears in eastern Hedmark.

During the nondenning period, the bears preferred forest and avoided bogs and alpine areas. Bears avoided roads, and the effect of roads increased with increasing road standard. Bears crossed roads, but the mean minimum distances from roads, based on radio-telemetry, were 0.6 km to a national highway, 0.4 km to smaller paved roads, 0.2 km to improved gravel roads, and 0.1 km to both medium and poor gravel roads. The pattern was the same for dwellings. The mean minimum distance was 0.7 km to villages and 0.3 km to single houses. All the results indicate that it was the human activity associated with roads and dwellings that influenced the bears, and not the structures themselves.

We found no sex differences in placement of dens or types of dens. The bears showed no preference for denning habitat, but 91% of the dens were in forest. Dens were located at a higher elevation than the mean for radio-locations in the nondenning period. Slope was a significant factor in the choice of den site, with a tendency to use the steepest areas. More dens were found in areas with no roads within a 1-km radius than expected. The presence of dwellings also influenced the placement of dens. Areas farther than 6 km from a village were preferred and areas less than 3 km were avoided. Areas within a kilometer from single houses were used less than expected.

Bears in Hedmark showed a very strong preference for the Gråfjell Alternative when selecting a den site. Ten of 38 dens (26%) were found within this alternative, and 9 of these were within the proposed red zone. In addition, 4-5 dens were found within the proposed concentrated target area there. The Holmsjøen and Gravberget alternatives were used as expected. Of the four radio-marked males in Hedmark, one preferred to use the Gråfjell Alternative during the nondenning period, and one preferred the Holmsjøen Alternative.

Key words: Brown bear - use of area - human activity.

Per Sandström, Grizzly Bear Recovery Team, US Fish and Wildlife Service, NS 309, University of Montana, Missoula, Montana 59812, USA. Finn Sandegren & Arne Söderberg, Swedish Hunter's Association, Box 7002, S-750 07 Uppsala, Sweden. Anders Bjärvall & Robert Franzen, Swedish Environmental Protection Agency, S-106 48 Stockholm, Sweden. Petter Wabakken, County Governor in Hedmark, County Environmental Protection, Parkgt. 64, Hedmark Fylkeshus, N-2301 Hamar, Norway. Jon E. Swenson, Thrine M. Heggberget & Reidar Andersen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway. John D.C. Linnell, Norwegian Institute for Nature Research/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.

Vi takker alle feltarbeidere i det skandinaviske bjørneprosjektet som har gjort det mulig å framskaffe et stort materiale om brunbjørn. Vi takker også PAMAP som har stilt GIS-programvare til disposisjon.

Trondheim, 1. juni 1996

Reidar Andersen
Prosjektleder

Innhold

Referat	2
Abstract	2
Forord	3
1 Innledning	4
2 Studieområdet	5
3 Materiale og metoder	5
4 Resultater	7
4.1 Bjørnens status i studieområdet i dag og i framtida	7
4.1.1 I dag	7
4.1.2 Forventet utvikling uten Regionfelt Østlandet	7
4.1.3 Utvikling med Regionfelt Østlandet	8
4.2 Habitatvalg i sommerhalvåret	8
4.2.1 Valg av naturtyper	8
4.2.2 Reaksjoner på veier og bebyggelse	9
4.2.3 Felte bjørner	11
4.3 Habitatvalg i hi-perioden	11
4.3.1 Hi-typer	11
4.3.2 Hi-habitater	12
4.4 Bjørnens bruk av et etablert skytefelt og de ulike regionale skyte- og øvings-felt-alternativene	14
4.4.1 Skytefeltet i Ålvdalen, Dalarna	14
4.4.2 Regionalt skyte- og øvingsfelt i Hedmark	14
5 Diskusjon	16
5.1 Habitatvalg hos midt-skandinaviske brunbjørner	17
5.2 Konsekvenser av Regionfelt Østlandet	18
5.3 Prioritering av alternativene mht bjørn	18
6 Litteratur	19

1 Innledning

Brunbjørnen (*Ursus arctos*) var engang tallrik i Norge, med ca. 3000 bjørner, eller dobbelt så mange som Sverige, på midten på 1800-tallet. Bjørnestammen ble likevel utryddet i Norge som følge av en politisk målsetting om å fjerne rovdyr og en stats-subsidiert forfølgelse i form av statlig skuddpremie (Swenson et al. 1994). Fredningstiltak kom for sent i Norge, men ikke i Sverige, der bjørnestammer ble reddet fra utryddelse fire steder i mellom og nord-Sverige. Den svenske stammen har vært i vekst i ca. 60 år og nå opplever vi at bjørner etablerer seg i grense-nære områder flere steder i landet (Swenson et al. 1994). Av en felles skandinavisk stamme på 800-1300 bjørner, finnes det i dag ca. 25-55 i Norge, hvorav ca. en tredjedel i Pasvik i Finnmark (Swenson & Sandegren, unpubl.).

Stortinget har bestemt at bjørnen skal få etablere ynglende stammer i fem områder i Norge, kalt kjerneområder (Miljøverndepartementet 1992). Et av disse kjerneområdene er i østlig Hedmark. Dette kjerneområdet grenser mot Sverige, og ligger ikke langt fra et reproduksjons-område der med 200-300 bjørner (Swenson et al. 1994, Swenson & Sandegren unpubl.). Selv om de aller fleste bjørner som finnes i Hedmark i dag er hannbjørner, som vandrer lengre enn binnene fra sitt fødeområde, er reproduksjons-området i Sverige økende, og nærmer seg Norge (Swenson et al. 1994). Det finnes allerede i dag binner som har en del av hjemmeområdet i Hedmark, og antall binner i Hedmark kommer til å øke i årene framover. Da kan Stortingets målsetting om en ynglende bjørnestamme oppnåes. Stortingsmelding nr. 27 setter også en levedyktig bjørnestamme i Norge som mål (Miljøverndepartementet 1992). Vi vet ikke i dag hvor stor en levedyktig stamme må være, og myndighetene har heller ikke satt noe mål for antall bjørner de vil ha i kjerneområdet i Hedmark.

Fordi dette området i Hedmark er valgt ut som et kjerneområde der en del av Norges ynglende og levedyktige bjørnestamme skal finnes i framtida, er det viktig at større inngrep i naturen blir vurdert med hensyn til konsekvenser for denne stammen. Det finnes ingen publiserte data som handler spesifikt om bjørners responser på militær aktivitet. Men det finnes en del resultater om effekter av aktiviteter som vil følge med et skytefelt. Disse er sammenfattet i to andre rapporter i denne serien av utredninger (Linnel et al. 1996, Aanes et al. 1996). Vi har lite informasjon om bjørnens reaksjon på menneskelig aktivitet fra Skandinavia (Elgmork 1978, 1983). For nordamerikansk brunbjørn, grizzlybjørn, finnes en del informasjon, men vi vet at grizzlybjørnen har en annen atferd enn skandinavisk brunbjørn på mange måter, bl. a. toleranse for mennesker (Swenson et al. 1996).

En analysemetode basert på Modell for Kumulative Effekter er brukt i Nord-Amerika for å forutse hvordan flere variabler kan påvirke biotopkvaliteten for bjørn (Christiansen 1982, Weaver et al. 1986, US Forest Service 1990). Resultatene fra disse analysene har dokumentert at konsentrasjoner av menneskelig aktivitet ved bebyggelse og langs veier er en viktig faktor som forringer bjørnehabitatets kvalitet. Effektene av menneskelig aktivitet på bjørner kan sammenfattes som: 1) bjørner unngår områdene og får dermed mindre areal til disposisjon, 2) bjørner blir vant til mennesker, 3) høvelig habitat er tapt, og 4) bjørn og mennesker sammen fører til tap av bjørner (IGBC 1987).

Menneskelig aktivitet langs veier kan ha en betydelig påvirkning på brunbjørnstammer og deres arealbruk (McLellan & Mace 1985, Kasworm & Manley 1990, Mace & Manley 1993). Grizzlybjørner er av og til drept av trafikk på veier (Knight et al. 1981, 1986), men den største effekten i USA er at veier gir jegere, tyv-jegere og publikum større adgang til bjørnehabitat (McLellan & Mace 1985). Studier av veienes påvirkning har sett på avstanden der bjørner begynner å unngå veier (Mattson et al. 1987, McLellan & Shackleton 1988, Aune & Kasworm 1989, Kasworm & Manley 1990) eller arealbruk i forhold til veitetthet (Mace & Manley 1993). Disse studiene har konsekvent vist at habitatkvalitet for grizzlybjørn minker med økende veitetthet. I Nord-Amerika har man konkludert at den mest effektive måten å sikre habitat for grizzlybjørn er gjennom regulering av motorkjøretøy (Mace & Jonkel 1980, Mattson et al. 1987, US Fish and Wildlife Service 1993, IGBC 1994).

Det finnes en viktig faktor til som påvirker hvordan grizzlybjørner bruker et område og hvorvidt de overlever: menneskelig aktivitet konsentrert i bebygde områder. Dette kan gi utslag på to måter. Bjørnene kan bli tiltrukket av slike områder for å spise avfall. Dette fører til en habituering til mennesker, nærgående kontakt, og ofte bjørnens død som følge. Alternativt kan bjørnene unngå slike områder og dermed få en reduksjon i høvelig habitat. Flere studier, også ett i Norge, har dokumentert unntakelse av bebyggelse og tap av habitat (Elgmork 1983, Knight et al. 1984, Haroldson & Mattson 1985). Begge disse responsene - tiltrekkelse og unntakelse - slår negativt ut for bjørnene.

En studie av effektene på grizzlybjørn av industriell leting etter mineraler i sørøst British Columbia, Canada, kan ha relevans for militær aktivitet (McLellan & Shackleton 1988, McLellan 1989a, 1989b, 1989c). De fant ingen økning i bjørnens dødelighet forårsaket av denne aktiviteten, men områder innenfor 100 m fra veier ble brukt mindre enn forventet på dagtid (McLellan & Shackleton 1988).

Vårt mål med denne undersøkelsen var å dokumentere den skandinaviske brunbjørnens reaksjon på menneskelig aktivitet ved å analysere data fra radiomerkede bjørner i Dalarna, ikke langt fra Hedmark. Analysen har konsentrert seg om effekter av veier og bebyggelse både i sommer- og vinterhalvåret, men vi har også sett på bjørnens bruk av et skytefelt i Dalarna. Vi har også analysert bjørnens bruk av tre foreslåtte alternativer for et regionalt skyte- og øvingsfelt i Hedmark, ved å se på arealbruk av radiomerkede hannbjørner og forekomst av hi. Fra resultatene kunne vi vurdere hvert alternativ's relative verdi for en framtidig ynglende bjørnestamme.

2 Studieområdet

Mesteparten av materialet, og all habitatanalyse (GIS), kom fra et 17 000 km² stort studieområde i Sverige som grenset til Hedmark. Området lå hovedsakelig i den nordlige delen av Kopparbergs län. Dette området blir referert til som "Dalarna" i denne rapporten.

Området er dominert av skog (74.0 %), hovedsakelig av furu (*Pinus sylvestris*) og gran (*Picea abies*), med innslag av bjørk (*Betula pubescens*, *B. pendula*), gråor (*Alnus incana*) og rogn (*Sorbus aucuparia*). Viktig markvegetasjon er blåbær (*Vaccinium myrtillus*), tyttebær (*V. vitis-idaea*), og krekling (*Empetrum nigrum*). Ellers er myr et viktig innslag i landskapet (14.6 %). Andre landskaps-elementer er vann (4.2 %), snaufjell (3.9 %), fjellskog (1.3 %), åpen mark, mest åkrer (1.5 %) og tettsteder (0.7 %). I vegetasjonsperioden, når temperaturen var over 5°, er det 350-450 mm nedbør og 800-1100 døgngrader.

Høyde over havet varierer mellom 160 m i sørøst til 1040 m i vest mot den norske grensen. Ca. 78 % av området ligger mellom 300 og 700 m, og 9 % ligger over 700 m. Snaufjellet begynner rundt 750 m. Terrenget er generelt flatt eller kupert. Hele 41.5 % av området hadde 3° eller mindre helling og for 49.2 % var hellingen 4-9°. Bare 1.5 % av området hadde helling over 15°.

Området er karakterisert av generelt lav befolkningstetthet og høy veitetthet. Nesten 18 % av området ligger innenfor 500 m av et hus, og 43 % innen for 1 km, men en hel del ensom-stående hus er brukt som fritidshus. Bare 7.2 % av området ligger nærmere enn 1 km fra tettsted, og hele 47 % ligger lengre enn 5 km fra tettsted. En fjerdedel av området har ingen veier, 35.5 % har en veitetthet på >0-1 km/km², 32.1 % har >1-2 km/km², og 7.9 % av området har >2 km/km².

De tre skyte- og øvingsfelt-alternativene i Hedmark var dominert av skog og myr. Gravberget bestod av 68 % skog, 24 % myr og 8 % fjellskog, Holmsjøen bestod av 65 % skog, 21 % myr 13 % fjellskog og 1 % snaufjell, og Gråfjellet bestod av 45 % skog, 27 % myr, 23 % fjellskog og 5 % snaufjell. Alle områder hadde langt mindre enn 1 % åpen mark.

3 Materiale og metoder

Vi undersøkte hvilken betydning veier, bebyggelse og ulike habitat-typer har for skandinavisk brunbjørns arealbruk ved å kombinere lokalisering av radiomerkede bjørner med digitalisert landskapsinformasjon for et område i Dalarna i Sverige. Området grenser mot Hedmark og hadde høy tetthet av merkede bjørner. Det omfatter et skytefelt og noen av bjørnene herfra oppholdt seg tidvis i Hedmark. Vi analyserte også informasjon om 128 bjørnehi i Dalarna og Hedmark og radiomerkede bjørners bruk av de tre alternativene for etablering av et regionalt skyte- og øvingsfelt i Hedmark.

Bjørne-materialet fra studieområdet i Dalarna besto av 8054 radio-lokaliseringer av 32 binner og 40 hannbjørner i perioden 1985-1994, dessuten informasjon om beliggenheten av 54 hi for 22 av binnene og 36 hi for 18 av hannbjørnene. De fleste habitat-analysene ble begrenset til 25 binner og 22 hannbjørner som hadde hele eller det meste av sine leveområder innenfor studieområdet. Vi hadde også informasjon om plasseringen av 38 bjørnehi i Hedmark og om hi-type for 125 av bjørnehiene i Dalarna og Hedmark.

Vi bestemte habitat-variablene for studieområdet i Dalarna (**tabell 1**) hovedsakelig ved hjelp av digitalisert Geografiske Sverige Data (GSD) fra Lantmäteriet. Høyde med 50 m punkt-tetthet og informasjon om vegetasjonstyper i rasterformat fikk vi fra digitalisert versjon av 'Grøna kartan', målestokk 1:50 000. Informasjon om veikategorier i vektorformat ble hentet fra digitalisert versjon av 'Blå kartan', målestokk 1:100 000. Hus og tettsteder måtte digitaliseres av oss fra papirutgaver av 'Blå kartan'. Informasjonen om veier og bebyggelse dekket et område på 17 000 km², mens informasjonen om vegetasjonstyper, helling, himmelretning og høyde over havet dekket 10 000 km² av dette området. Landskapsinformasjonen og bjørneposisjonene ble bearbeidet med GIS-programmene ESRI (Arc-Info), ERDAS og PAMAP. Vektorinformasjonen ble rastert. Rutestørrelse 50m x 50m ble valgt i raster-filene. Fra høydedataene beregnet vi helling og himmelretning. Vi beregnet også avstander til hierarkiske kategorier av bebyggelse og veier (**tabell 1**) for hver landskaps-rute og for hver bjørne-lokalisering. Tetthet av ulike veikategorier i km/km² for hver rute i rasteret ble beregnet innenfor en sirkel med areal 1 km² med "moving circle" metode (Mace & Manley 1993, Sandström 1996), ved hjelp av ERDAS. Bjørnens individuelle leveområder ble beregnet som 95 % minimum konvekse polygoner ved hjelp av

programmet CALHOME og overført til PAMAP-filer. Fra disse GIS-filene beregnet vi arealfordeling av habitat-variablene i studieområdet og i bjørnens individuelle leveområder etter først å ha delt de kontinuerlige variable habitatfaktorene i kategorier. Hver bjørneposisjon ble dessuten tilordnet verdier for hver av habitatfaktorene.

Ved peiling av bjørnene ble det tilstrebet å lokalisere hver bjørn en gang pr. uke i sommerhalvåret. I en del tilfeller var bjørnene fulgt intensivt, med lokalisering opptil mange ganger pr. dag. For å unngå avhengighet i materialet inkluderte vi bare den første peilingen pr. dag i slike tilfeller. Av samme årsak inkluderte vi bare ett hi for hver bjørn i den statistiske analysen, unntatt ved sammenlikning av individuelle forskjeller i hi-valg. Vi benyttet bare hi-data for bjørner som var minst 3 år gamle og dermed uavhengige av mora. Ungbjørn-hi dominerte hi-materialet, og vi valgte derfor det siste hiet for hver bjørn for å få en jevnere aldersfordeling (**tabell 2**).

Tabell 1 Oversikt over analyserte habitatfaktorer for radiomerkede bjørner. Hierarkiske kategorier omfatter alle forutgående kategorier for en habitatfaktor i tillegg til kategorien på samme linje. - *Overview over the habitat factors analyzed for radio-marked bears. Hierarchic categories include all previous categories in addition to the category on the same line within a habitat factor.*

Habitatfaktor <i>Habitat Factor</i>	Kategori <i>Category</i>	Hierarkiske kategorier <i>Hierarchic category</i>
Vegetasjon - <i>Vegetation</i>	Skog - <i>Forest</i> Fjellskog - <i>Subalpine forest</i> Myr - <i>Bog</i> Åpen mark - <i>Open land</i> Snaufjell - <i>Alpine meadows</i>	
Helling - <i>Slope</i>		
Himmelretning - <i>Direction</i>		
Høyde over havet (h.o.h) - <i>Elevation</i>		
Avstand til veier. Tetthet av veier <i>Distance to roads. Road density</i>	Riksvei - <i>National highway</i> Annen asfaltvei - <i>Smaller paved road</i> God grusvei - <i>Improved gravel road</i> Middels grusvei - <i>Normal gravel road</i> Dårlig grusvei - <i>Poor gravel road</i>	Asfaltvei - <i>Paved road</i> God vei - <i>Improved road</i> Bilvei - <i>Travelled road</i> Alle veier (veier) - <i>All roads</i>
Avstand til bebyggelse - <i>Distance to dwellings</i>	Tettsted - <i>Village</i> Enkelthus - <i>Single house</i>	All bebyggelse (bebyggelse) - <i>Dwellings</i>

Tabell 2 Bjørnens alder i analysen av hihabitat (**tabell 9-11**). - *The age of bears used in the analysis of denning habitat (tables 9-11).*

Alder (år) <i>Age</i> <i>(years)</i>	Antall <i>Number</i>
3	8
4	5
5	2
6	3
7	6
8	3
9	2
10	2
11	3
12	1
13	1
14	0
15	1
16	1
17	1
18	1
Sum	40

Bjørnene ble tidligst merket ved ett års alder, vanligvis like etter at de gikk ut av hiet sammen med mora. Vi definerte bjørnene som voksne (modne) fra og med 4 års alder for binnene og fra og med 5 års alder for hannbjørnene. Individuelle leveområder ble bare beregnet for bjørner som var fulgt minst en sommersesong, d.v.s. fra like etter utgang fra hiet i mars - mai til midten av september eller senere. Vi beregnet flerårs leveområder, ett for ungbjørn-stadiet og ett for voksen-stadiet i de tilfellene det var aktuelt. De fleste ungbjørnene skilte lag med mora ganske kort tid etter merking som ett-åringer og opptrådte derfor som uavhengige individer nesten hele den perioden de ble radiopøilet.

For å teste resultatene benyttet vi ikke-parametriske tester. Testene som ble benyttet er angitt i tabelltekstene eller hovedteksten i resultatkapitlet. Habitat-preferanser ble testet med Bonferroni-justerte X^2 -tester ved å sammenlikne fordelingen av bjørnepeilingene eller av hi-lokalitetene med habitat-tilbudet i studieområdet eller i det individuelle leveområdet. Prinsipielt fulgte vi test-strategien som er beskrevet av White & Garrott (1990, s186-191), men benyttet en eksakt X^2 -test basert på 10 000 simuleringer fordi forventningsverdiene i mange tilfeller var små. Programmet vi benyttet var skrevet av Steinar Engen, NTNU. Bonferroni-justerte signifikansnivåer var lagt inn i programmet. Forventet fordeling av hi eller av peilinger pr. bjørn under null-hypotesen (tilfeldig fordeling i terrenget av hiene eller av hver bjørn) ble betraktet som kjent og beregnet på grunnlag av arealet av habitatkategoriene i studieområdet eller i de individuelle leveområdene etter likningen:

$$n_i = N \cdot a_i / A$$

der n_i = forventet antall peilinger (eller hi) i habitatkategori i,

N = totalt antall peilinger (eller hi) i testen,

a_i = arealet av kategori i for hele studieområdet (eller leveområdet),

A = totalarealet for studieområdet (eller leveområdet).

For annen hypotese-testing benyttet vi programmet SPSS for Windows, versjon 6.1.3.

4 Resultater

4.1 Bjørnens status i studieområdet i dag og i framtida

4.1.1 I dag

Estimater over antall bjørn i Hedmark foreligger for 1991-1993, basert på sporobservasjoner på vårsnø fra publikum og intensive peilinger av radiomerkede bjørner, slik at det var kjent om sporet stammet fra en merket eller umerket bjørn. Vi prøvde å gjenta dette på våren 1995, men vi klarte ikke å merke nok bjørn. Resultatet fra 1991, 1992, og 1993 var 5, 6.4 respektivt 8 individer, eller et gjennomsnitt på 2.9, 5.1 respektivt 6.5 i Hedmark, når vi korrigerer for andel av tida bjørnene var i Sverige (Swenson et al. 1994). Alle bjørnene ble funnet øst for Glomma. Økningen i denne treårsperioden var statistisk signifikant. Tettheten i det ca. 10.000 km² store området øst for Glomma var 0.3, 0.5 og 0.6 bjørner per 1000 km². Denne tettheten gjelder våren; tettheten er noe større i Hedmark på høsten (Wabakken & Maartmann 1994).

4.1.2 Forventet utvikling uten Regionfelt Østlandet

Bjørnetallet i Hedmark økte i perioden 1991-93. Denne veksten fortsetter og skyldes vekst i bjørnestammen i Sverige (Swenson et al. 1994). Bjørnene i Hedmark stammer fra et reproduksjonsområde i Sverige. Politiske beslutninger om at bjørnestammen fortsatt skal få vokse foreligger i både Norge og Sverige. Bjørnestammens størrelse og utvikling kommer i stor grad til å være avhengig av bjørnesituasjonen i svenske grensetrakter.

Norske myndigheter har ingen mål om hvor mange bjørner man ønsker å ha i kjerneområdet for bjørn i Hedmark i framtida. Heller ikke svenske myndigheter har et mål om antallet bjørn som skal finnes i reproduksjonsområdet øst for Hedmark i framtida. Dermed blir det vanskelig for oss å beskrive det framtidige antall bjørn som skal finnes i den østlige delen av Hedmark.

For å få en indikasjon på framtidens situasjon har vi tatt utgangspunkt i bestandsestimater gjort i Sverige øst for Hedmark, basert på observasjoner av merkede og umerkede binner i selskap med radiomerkede voksne hannbjørner i brunsttida. Selv her blir det problematisk, fordi tettheten varierer dramatisk. I det tettteste området i den nordøstlige dalen av Kopparbergs län (4 100 km²) fant vi en tetthet på ca 20-24 bjørner pr 1000 km² i 1993, eller nesten 40 ganger mer enn det finnes i den østlige delen av Hedmark i dag. Mer realistisk er nok tettheten som fantes i et større område hovedsakelig i Kopparbergs län i 1988-89. Her var det 8-10 bjørner pr 1000 km², eller ca. 15 ganger mer enn øst i

Hedmark i dag. Økningen i bjørnestammen i Kopparbergs län, basert på forplantning og dødelighet av radiomerkede bjørner, er 7-14 % årlig. Fra dette er det klart at vi ser for oss en ganske rask økning i Hedmark til betydelig høyere tettheter enn i dag.

4.1.3 Utvikling med Regionfelt Østlandet

Vi ventet at bjørnestammen i Hedmark skal øke uansett om RØ blir utbygget eller ikke. Med en bjørnetetthet på 8-10 pr 1000 km², vil et skytefelt på ca 250 km² holde gjennomsnittlig 2.0-2.5 bjørner. Antallet bjørner som vil bruke et slikt område vil være vesentlig større, ettersom leveområdene er store, gjennomsnittlig 512 km² for voksne binner og 1530 km² for voksne hannbjørner i områder med binner, og ettersom forskjellige bjørners leveområder overlapper (Wabakken et al. 1992).

Fordelingen av bjørnenes peileposisjoner ble sammenliknet med forventet fordeling beregnet fra arealfordelingen av habitattyper i hele studieområdet. N = antall bjørner, + = andel bjørner som ble funnet oftere enn forventet i habitat-typen; - = andel bjørner som ble funnet signifikant sjeldnere enn forventet i habitat-typen. Forskjeller mellom observerte og forventede fordelinger ble testet med eksakte X²-tester basert på 10 000 simuleringer. Parvise tester for observert og forventet verdi ble Bonferroni-justert. - *Habitat selection in the Dalarna study area. The distribution of the bears' locations were compared with expected distribution, based on the areas of the vegetation types in the study area. N = number of bears, += proportion of bears found more often than expected in the vegetation type, -= proportion of bears found there less often than expected. Differences were tested with an X² exact test based on 10,000 simulations, using a Bonferroni correction.*

	Binner - Females				Hanner - Males			
	%		%		%		%	
	Unge	Voksne	Unge	Voksne	Unge	Voksne	Unge	Voksne
	Young	Adult	Young	Adult	Young	Adult	Young	Adult
	N = 15	N = 14			N = 15	N = 6		
	+	-	+	-	+	-	+	-
Fjellskog <i>Subalpine forest</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
Annen skog <i>Boreal forest</i>	60	0	86	0	33	0	50	0
Myr <i>Bog</i>	0	27	0	50	0	27	0	17
Åpen mark <i>Other openings</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
Snaufjell <i>Alpine</i>	7	13	43	57	0	0	0	17

4.2 Habitatvalg i sommerhalvåret

4.2.1 Valg av naturtyper

Vi undersøkte om hver av de radiomerkede bjørnene i Dalarna fordelte seg tilfeldig i forhold til hovedtyper av vegetasjon i området. Dette gjorde vi ved å sammenlikne fordelingen av peilinger for hver bjørn med arealfordelingen av vegetasjonstypene i hele studieområdet. Vi inkluderte bare de bjørnene der vegetasjonstypen var digitalisert for hele eller det meste av leveområdet. **Tabell 3** viser en oppsummering av resultatene fordelt på kjønn og alderskategori. Mellom 33 % (unge hanner) og 86 % (voksne binner) av bjørnene viste signifikant preferanse for skog og det var signifikant forskjell mellom kjønns- og alderskategoriene m.h.t andelen som prefererte skog (X²=8.343, df=3, p=0.048). Ingen bjørner brukte skogen mindre enn forventet. Mellom 17 % (voksne hanner) og 50 % (voksne binner) brukte myr mindre enn forventet, mens ingen av bjørnene prefererte myr. Her var det ikke signifikant forskjell mellom bjørnekategoriene (X²=3.125, df=3, p=0.46). For snaufjell varierte resultatene mer. Noen bjørner brukte denne habitat-typen mer og noen mindre enn forventet og forskjellen mellom bjørnekategoriene var signifikant (X²=15.969, df=6, p=0.006). Ingen av bjørnene viste preferanser for eller imot fjellskog og åpen mark, men området hadde så lite av disse typene at preferanser ville være vanskelig å påvise.

4.2.2 Reaksjoner på veier og bebyggelse

Basert på alle kjønns- og aldersbestemte bjørner som ble lokalisert ved radiopeiling i studieområdet i Dalarna testet vi om det var forskjell på kjønns- og alderskategoriene med hensyn til å oppholde seg i nærheten av veier og bebyggelse. Dette gjorde vi ved å benytte minsteavstanden for hver bjørn til disse forstyrrelses-elementene, og dele hanner og binner inn i unge og voksne bjørner. Uansett hvilken type av vei eller bebyggelse som var nærmest, så var det ikke signifikant forskjell i minsteavstandene mellom kjønns- og alderskategoriene (Kruskal-Wallis variansanalyse, **tabell 4**). Derfor testet vi samlet for alle bjørnene om minsteavstanden til vei og bebyggelse var avhengig av veitype eller bebyggelses-type. Både for veier og bebyggelse reagerte bjørnene signifikant forskjellig på typene (**tabell 5**). Gjennomsnittlig minsteavstand varierte fra 0.1 km til 0.6 km og økte med veistandarden, unntatt for de to dårligste veitypene som ga omtrent likt resultat (**tabell 5**). Minsteavstanden til tettbebyggelse (0.7 km) var også større enn til enkelthus (0.3 km) (**tabell 5**).

utenfor 95 % konfidensintervallet for dette gjennomsnittet, som var 4.6 % - 7.10 %. Det var ikke signifikant forskjell mellom kjønns- og alders-kategorier (Kruskal-Wallis-test, $X^2 = 1.766$, $df=3$, $n=56$, $p=0.62$). Når alle veier ble tatt i betraktning lå 68.0 % av studieområdet 0.5 km eller mindre fra vei. Denne andelen avvek lite fra gjennomsnittet for bjørnenes leveområder (66.6 %) og var inkludert i 95 % konfidensintervallet for dette gjennomsnittet, som var 63.5 %-69.8 %. Heller ikke for veier totalt var det signifikant forskjell mellom kjønns- og alderskategorier (Kruskal-Wallis-test, $X^2 = 0.777$, $df=3$, $n=56$, $p=0.86$). Bjørnenes leveområder inkluderte altså i gjennomsnitt signifikant mindre av områdene nær asfaltvei enn forventet, men dette var ikke tilfelle for veier generelt.

I forhold til tilbudet innenfor hver bjørns leveområde unngikk under halvparten av bjørnene 0.5 km-sonen langs veiene (**tabell 6**). Dette gjaldt både asfaltvei og summen av alle veier. Noen av bjørnene brukte også den nærmeste halve kilometeren fra vei signifikant mer enn forventet (**tabell 6**). Det var ikke signifikant forskjell mellom kjønns- og alderskategorier i så måte (Eksakt uavhengighets-test - homogenitets-test basert på simulering, $X^2 = 0.813$ $df=3$, $p=0.89$ for asfaltveier; $X^2 = 4.455$, $df=3$, $p=0.22$ for summen av veier).

For binnene sammenliknet vi også areal-tilbudet i leveområdet med bjørnenes bruk av leveområdet når det gjaldt avstand til tettsted, til bebyggelse generelt og tetthet av bilveier (**tabell 7**). Flertallet av binner viste ingen signifikant preferanse innenfor leveområdet for noen av avstands-sonene til tettsted eller bebyggelse og heller ingen preferanse når det gjaldt tetthet av veier, men bare omkring halvparten av binnene, både blant de

For hele studieområdet lå 9.9 % av arealet 0.5 km eller mindre fra asfaltvei. Denne andelen var større enn gjennomsnittlig for bjørnenes leveområder (5.9 %) og **Tabell 4** Sammenlikning mellom kjønns- og alderskategorier av bjørner med hensyn til minsteavstand til bebyggelse og veier. Alderskategorier: 1-3 år og >3 år for binner, 1-4 år og > 4 år for hanner. Analysen omfatter alle kjønns- og aldersbestemte bjørner som ble lokalisert ved radio-peiling i studieområdet i Dalarna. Kruskal-Wallis variansanalyse. - *Comparison between sex and age groups of bears in relation to minimum distance to dwellings and roads. The analysis includes all bears of known sex and determined age that were followed using radio-telemetry in the study area in Dalarna; Kruskal-Wallis analysis of variance test.*

		X^2	df	p
Nærmeste bebyggelse <i>Closest dwelling</i>	Enkelthus <i>Single house</i>	2.849	3	0.42
	Tettbebyggelse <i>Village</i>	0.900	3	0.83
Nærmeste veitype <i>Closest type of road</i>	Riksvei <i>National highway</i>	5.272	3	0.15
	Annen grusvei <i>Other gravel road</i>	1.961	3	0.59
	God grusvei <i>Improved gravel road</i>	0.391	3	0.94
	Middels grusvei <i>Normal gravel road</i>	7.014	3	0.38
	dårlig grusvei <i>Poor gravel road</i>	7.014	3	0.072

unge og de voksne, hadde noen del av leveområdet nærmere enn 4 km fra tettsted. Tre av 7 voksne binner og en av 7 unge binner brukte de nærmeste 2 km fra tettsted mindre enn forventet. Ingen av de voksne, men tre av de unge binnene brukte denne sonen mer enn forventet. Få binner viste signifikant preferanse i forhold til avstand til bebyggelse eller tetthet av bilveier innenfor leveområdet (**tabell 7**).

Tabell 5 Betydning av veistandard og typer av bebyggelse for bjørnenes habitatbruk. Sammenlikning (Mann-Whitney og Kruskal-Wallis tester) av bjørnenes minsteavstander til ulike typer av bebyggelse og veier. Gjennomsnittlige minsteavstander med standardfeil. - *The importance of road standard and quantity of dwellings for brown bears' use of area. Comparison (Mann-Whitney and Kruskal-Wallis tests) of the minimum distances, based on radio-relocations, to different categories of dwellings and roads.*

		Testobservator		p	Gj.sn. avst. km Mean, km	Standard-feil SE
		Test statistic	df			
Bebyggelse <i>Dwellings</i>		Z = -4.481	1	0.000		
	Enkelthus <i>Single house</i>				0.29	0.04
	Tettbebyggelse <i>Village</i>				0.71	0.12
Veier <i>Roads</i>		X ² =87.808	4	0.000		
	Riksvei <i>National highway</i>				0.57	0.29
	Annen asfaltvei <i>Other gravel road</i>				0.36	0.06
	God grusvei <i>Improved gravel road</i>				0.18	0.03
	Middels grusvei <i>Normal gravel road</i>				0.08	0.02
	Dårlig grusvei <i>Poor gravel road</i>				0.09	0.01

Tabell 6 Habitatseleksjon innenfor leveområder. Andel (%) bjørner som brukte sonen nærmere enn 0.5 km fra vei signifikant mer (+) eller signifikant mindre (-) enn forventet i forhold til arealandelen av slikt habitat i sitt leveområde. Signifikansnivået er 0.05. N = antall bjørner i hver kategori. Eksakte X²-tester basert på 10 000 simuleringer. - *Habitat selection within home ranges. Proportion of bears that used the zone significantly (P<0.05) more (+) or less (-) than expected in relation to its area within the home range N=number of bears in each category. Differences were tested with a X² exact test based on 10,000 simulations.*

	Binner- Females				Hanner - Males			
	% Unge - Young N = 13 for asfaltvei ^a N = 15 for vei ^b		% Voksne - Adult N = 13 for asfaltvei N = 15 for vei		% Unge - Young N = 17 for asfaltvei N = 18 for vei		% Voksne - Adult N = 7 for asfaltvei N = 7 for vei	
	+	-	+	-	+	-	+	-
0-0.5 km fra asfaltvei ^a	15	23	0	31	6	29	0	14
0-0.5 km fra vei ^b	13	27	7	40	11	11	0	43

^aFor paved roads. ^bFor all roads

Tabell 7 Habitatseleksjon innenfor leveområder for binner. Andelen (%) binner som brukte habitatkategoriene mer (+) eller mindre (-) enn forventet i forhold til areal-andelen av kategoriene i sitt leveområde. N=antall binner. Eksakte X^2 -tester basert på 10 000 simuleringer. Bonferroni-justert signifikansnivå = 0.05. - *Habitat selection within female home ranges. Proportion of females that used a habitat category more (+) or less (-) than expected in relation to the areal of this category within her home range. N=number of females. Differences were tested with an X^2 exact test based on 10,000 simulations, using a Bonferroni correction, with a P value of 0.05.*

		Unge binner (%)			Voksne binner(%)		
		+	-	N	+	-	N
Avstand til tettsted	0-2.0 km	43	14	7	0	43	7
	2.1-4.0 km	43	0	7	25	13	8
	> 4.0 km	0	43	7	25	25	8
Astand til bebyggelse	0-1.0 km	0	7	15	0	13	15
	1.1-2.0 km	0	7	15	7	0	15
	2.1-3.0 km	0	0	15	7	0	15
	>3.0 km	0	0	13	20	0	14
Tetthet av bilveier	0 km/km ²	0	33	15	20	7	15
	0.1-0.5	13	0	15	27	0	15
	0.6-1.0	7	0	15	7	7	15
	1.1-1.5	0	0	15	0	13	15
	1.6-2.0	7	0	15	7	13	15
	>2.0	7	7	15	7	7	15

Tabell 8 Test av forskjeller i habitatvalg for skutte bjørner og andre bjørner, basert på gjennomsnittsverdier for peilingene for hver bjørn. Mann-Whitney tester. - *Tests of differences in habitat choice between shot bears and other bears, based on mean values for each bear; Mann-Whitney tests.*

Gjennomsnitt av: <i>Mean values of:</i>	Testobservator, Z <i>Test statistics</i>	p
Avstand til tettsted <i>Distance to village</i>	- 0.526	0.60
Avst. til bebyggelse <i>Dist. to dwellings</i>	-0.193	0.85
Avst. til riksvei <i>Dist. to nat. highway</i>	-0.886	0.38
Avst. til asfaltvei <i>Dist. to paved road</i>	-1.605	0.10
Avst. til bilvei <i>Dist. to travelled road</i>	-0.758	0.45
Tetthet av bilveier <i>Density of travelled road</i>	-0.873	0.38

4.2.3 Felte bjørner

Fjorten av de radiomerkede bjørnene i Dalarna ble skutt, åtte av dem under lovlig jakt i Sverige og en etter fellingstillatelse i Norge. I fire andre tilfeller ble fellingen akseptert som selvforsvar, mens en bjørn ble skutt ulovlig. Vi undersøkte om disse bjørnene oppholdt seg nærmere eller fjernere fra bebyggelse eller veier enn de bjørnene som ikke ble felt. Som testvariabler benyttet vi gjennomsnittsverdier for peilingene for hver bjørn for avstand til tettsted, all bebyggelse, riksvei, asfaltvei og bilvei og for tetthet av bilveier. Det var ingen signifikante forskjeller mellom de felte bjørnene og andre bjørner (**tabell 8**), men en gjennomgående tendens til at de felte bjørnene holdt seg lenger unna vei enn de andre bjørnene. Vi utførte imidlertid ikke en kombinert test for å se om tendensen var signifikant over disse habitat-variablene samlet fordi disse parametrene ikke er uavhengige av hverandre.

For fire av de skutte bjørnene hadde vi habitatopplysninger for fellingsstedet. Disse fire bjørnene ble felt i lokaliteter der avstanden til bebyggelse var 0.4 -2.5 km, avstanden til vei var 0.2-0.5 km, og den totale veitettheten var 0.7-1.2 km/km². For alle bjørnepeilingene var de tilsvarende gjennomsnittlige verdiene 1.4 km avstand til bebyggelse, 0.5 km avstand til vei og veitetthet 0.7 km/km². De fire fellingsstedene var enten nærmere vei eller i et område med høyere veitetthet enn gjennomsnittet.

4.3 Habitatvalg i hi-perioden

4.3.1 Hi-typer

Hiene ble klassifisert som jord-hi, bergsprekk, korg-hi (dvs at bjørnen hadde lagt seg under åpen himmel og snødd ned), maurtue og hi under stein. De fleste hiene (74 %) var utgravd i maurtuer. Jord-hi (12 %) og hi under steiner (8 %) var heller ikke så uvanlig. Men korg-hi og hi i bergsprekker utgjorde bare henholdsvis 4 % og 2 % av de 125 typeklassifiserte hiene. Det var ingen signifikant kjønnsforskjell i hi-type for 125 undersøkte hi i Dalarna og Hedmark ($X^2=3.634$, $df=4$, $p=0.53$), men 4 av 5 korg-hi var brukt av hannbjørner. Data om hiene er sammenfattet i Linnell et al. (1996).

Tabell 9 Testresultater for individuelle forskjeller m.h.t. hihabitat. Testene omfatter bjørner med minst 3 kjente hi. Dette gjaldt 2 hanner og 9 binner. - *Test results for individual differences with regard to denning habitat. The tests include bears with at least 3 known dens; 2 males («hanner») and 9 females («binner»).*

Habitatvariabel <i>Habitat variable</i>	Kjønn <i>Sex</i>	Test-type <i>Type of test</i>	Test-observator <i>Test statistic</i>	df	p
Vegetasjon - <i>Vegetation</i>	Hanner	Eksakt simul.	$X^2 = 3.214$	2	0.057
	Binner	Kjikkvadrat	$X^2 = 13.337$	16	0.74
H.o.h - <i>Elevation</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -2.450$	1	0.014
	Binner	Kruskal-Wallis	$X = 27.758$	8	0.0005
Helling - <i>Slope</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -0.126$	1	0.90
	Binner	Kruskal-Wallis	$X^2 = 7.962$	8	0.44
Himmelretning - <i>Direction</i>	Hanner	Eksakt simul.	$X^2 = 0.194$	1	0.73
	Binner	Eksakt simul.	$X^2 = 8.622$	8	0.50
Avst. til tettsted - <i>Dist. to village</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -2.450$	1	0.014
	Binner	Kruskal-Wallis	$X^2 = 33.417$	8	0.001
Avst. til bebygg - <i>Dist. to dwelling</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -2.205$	1	0.028
	Binner	Kruskal-Wallis	$X^2 = 17.030$	8	0.030
Avst. til riksvei - <i>Dist. to nat. highw.</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -2.450$	1	0.014
	Binner	Kruskal-Wallis	$X^2 = 32.051$	8	0.001
Avst. til asfaltvei - <i>Dist. to paved road</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -2.450$	1	0.014
	Binner	Kruskal-Wallis	$X^2 = 22.862$	8	0.004
Avst til veier - <i>Dist. to all roads</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -1.715$	1	0.086
	Binner	Kruskal-Wallis	$X^2 = 13.778$	8	0.088
Tetthet av veier - <i>Road density</i>	Hanner	Mann-Witney	$Z = -1.073$	1	0.28
	Binner	Kruskal-Wallis	$X^2 = 13.054$	8	0.11

4.3.2 Hi-habitater

Habitat-forskjeller mellom individer og kjønn

For 2 hannbjørner og 9 binner hadde vi habitat-opplysninger om minst 3 hi for hvert individ. Vi undersøkte om det var individuelle forskjeller mellom hi-habitatene for disse bjørnene. For å unngå å blande dette sammen med eventuelle kjønnsforskjeller analyserte vi hanner og binner hver for seg. Både for hannene og binnene var det forskjeller mellom individene når det gjaldt hienes høyde over havet, avstand til tettsted, til all bebyggelse og til større veier (**tabell 9**). I en videre analysen inkluderte vi bare ett hi, det siste registrerte, fra hver bjørn.

Vi fant ingen signifikante forskjeller mellom kjønnene når det gjaldt plassering av hi i forhold til vegetasjonstyper, høyde over havet, helling, himmelretning eller veier og bebyggelse (**tabell 10**). Derfor kombinerte vi data fra begge kjønn i den videre analysen.

Tabell 10 Testresultater for kjønnsforskjeller i valg av hihabitat. p =signifikanssannsynlighet, n_1 =antall hanner, n_2 = antall binner, $df=1$. - *Test results for sex differences in choice of denning habitat. P = level of significance, n_1 = number of males, n_2 = number of females, $df = 1$.*

Habitatvariabel <i>Habitat variable</i>	Testtype <i>Type of test</i>	Test-observator <i>Statistic</i>	p	n_1	n_2
Biotoptype - <i>Habitat type</i>	X^2	0.916	0.34	18	16
H.o.h - <i>Elevation</i>	Mann-Whitney	$Z = -1.018$	0.31	18	16
Helling - <i>Slope</i>	Mann-Whitney	$Z = -0.729$	0.47	18	16
Himmelretning - <i>Direction</i>	X^2	0.006	0.94	18	16
Avst. til tettsted - <i>Dist. to village</i>	Mann-Whitney	$Z = 0.625$	0.53	22	18
Avst. til bebygg. - <i>Dist. to dwelling</i>	Mann-Whitney	$Z = -0.897$	0.37	22	18
Avst. til riksvei - <i>Dist. to national highway</i>	Mann-Whitney	$Z = -1.305$	0.19	22	18
Avst. til asfaltvei - <i>Dist. to paved road</i>	Mann-Whitney	$Z = -0.571$	0.57	22	18
Avst. til bilvei - <i>Dist. to travelled road</i>	Mann-Whitney	$Z = -1.356$	0.18	22	18
Tetth. av bilveier - <i>Dist. to all roads</i>	Mann-Whitney	$Z = -1.352$	0.18	22	18

Tabell 11 Preferanser for hi-habitater i studieområdet i Dalarna, basert på det siste registrerte hiet for hver bjørn. Fordelingen av hi-habitatene ble sammenliknet med forventet fordeling beregnet fra arealfordelingen av habitatkategoriene i hele studieområdet. Forskjeller mellom observerte og forventede fordelinger for hver kategori ble testet med en eksakt X^2 -test basert på 10 000 simuleringer. Når det var signifikant forskjell ble parvise Bonferroni-justerte tester for observert og forventet verdi utført. Biotoyper: skog, fjellskog, brunmyr, åpen mark. H.o.h: 100-300m, >300-500m, >500-700m, >700-900m, >900-1100m. Himmellretning: nordvendt, sydvendt. Avstand til riksvei og avstand til asfaltvei: 0-3km, >3-6km, >6 km. - *Preferences for denning habitat in the study area in Dalarna, based on the last known den for each bear. The statistical test used was an exact X^2 test based on 10,000 simulations. When a difference was found, the observed and expected values were compared pairwise using a Bonferroni correction. Habitat types: boreal forest, subalpine forest, bog, other openings. Elevations: 100-300 m, >300-500 m, >500-700 m, >700-900 m, >900-1100 m. Directions: southern, northern. Distance to national highway and paved road: 0.3 km, >3-6 km, >6 km.*

Habitatfaktor <i>Habitat factor</i>	Sammenlikning mellom kategorier <i>Comparison among categories</i>		Sammenlikning mellom observasjon og forventning for hver kategori <i>Comparison between observed and expected values for each category</i>				
	X^2	df	p	Kategori <i>Category</i>	Observert <i>Observed</i>	Forventet <i>Expected</i>	p (Bonferroni)
Biotoype <i>Habitat</i>	7.388	3	0.066				
H.o.h <i>Elevation</i>	8.588	4	0.069				
Helling <i>Slope</i>	11.184	3	0.0203	0-3 °	10	13.6	ns
				4-9 °	17	17.2	ns
				10-15 °	4	2.7	ns
				>15 °	3	0.6	ns
Himmellretning <i>Direction</i>	0.013	1	1.000				
Avst. til tettsted <i>Dist. to village</i>	9.925	2	0.007	0-3km	2	8.5	*
				>3-6km	5	7.8	ns
				>6km	33	23.5	*
Avstand til bebyggelse <i>Dist. to dwelling</i>	6.883	2	0.029	0-1km	9	17.1	*
				>1-2km	22	15.5	ns
				>2km	9	7.3	ns
Avstand til riksvei <i>Dist. to national highway</i>	1.401	2	0.53				ns
Avstand til asfaltvei <i>Dist. to paved road</i>	1.692	2	0.44				ns
Tetthet av bilveier <i>Density of travelled roads</i>	9.598	2	0.021	0 km/km ²	21	12.6	*
				>0-1 km/ km ²	9	14.3	ns
				>1-2 km/ km ²	10	11.1	ns
				>2 km/ km ²	0	2.0	ns

^a ns = ikke signifikant - *not significant*, * = $P < 0.05$.

Valg av hi-habitat

For å undersøke om bjørnene foretrakk noen habitat-typer framfor andre når de valgte hi-lokalitet sammenliknet vi antall hi i hver habitat-kategori med arealfordelingen av habitat-kategorier (habitat-tilbudet) i hele studieområdet i Dalarna (**tabell 11**). Fordelingen av hi var signifikant forskjellig fra det en kunne forvente på grunnlag av habitat-tilbudet når det gjaldt helling, avstand til tettsted, avstand til all bebyggelse og tetthet av bilveier. Vi kunne ikke påvise noen signifikant preferanse for vegetasjonstypene, men det aller meste av området var skogkledd og alle hiene i testen lå i skog (**tabell 11**). Det var en tendens til at flere hi enn forventet var plassert der hellingen var minst 10°. Med hensyn til høyde over havet og fordeling på nordvendte og sørvendte områder fant vi ingen signifikant preferanse. Bjørnene lå oftere i hi i en avstand av mer enn 6 km fra nærmeste tettsted og sjeldnere nærmere enn 3 km fra tettsted enn arealet av slike områder skulle tilsi. Når all bebyggelse ble tatt i betraktning var det færre hi enn forventet innenfor en radius på 1 km fra bebyggelsen. Flere hi lå i lokaliteter uten bilveier i én kilometers omkrets enn arealet av slike områder skulle tilsi.

Tabell 12 Habitatkarakteristikk for hilokaliteter sammenliknet med bjørnelokalitetene (gjennomsnitt pr bjørn) påfølgende sommer, for kontinuerlige variabler. Wilcoxon's matched pairs test. - *Habitat characteristics of the den site compared with locations of bears during the subsequent nondenning season, for continuous variables. Wilcoxon's matched-pairs test.*

Habitatfaktor <i>Habitat category</i>	z	p	Gjennomsnitt for alle bjørnene <i>Mean for all bears</i>	
			Hi Den	Sommerområde Nondenning period
Høyde over havet - <i>Elevation</i>	-3.3768	0.0007	534 m	475 m
Helling - <i>Slope</i>	-0.0942	0.93	6.6 °	6.3 °
Avst. til tettsted - <i>Dist. to village</i>	-1.9569	0.050	14.9 km	12.5 km
Avst. til bebyggelse - <i>Dist. to dwelling</i>	-1.2560	0.21	1.6 km	1.3 km
Avst. til riksvei - <i>Dist. to national highway</i>	-0.9190	0.36	15.8 km	14.7 km
Avst. til asfaltvei - <i>Dist to paved road</i>	-0.7028	0.48	6.0 km	5.4 km
Tetth. av bilveier - <i>Density of travelled roads</i>	-0.7460	0.46	0.58 km/km ²	0.65 km/km ²

Vi testet også om bjørnene foretrakk andre habitat-typer når de gikk i hi enn når de var aktive i sommerhalvåret ved å teste hi-habitatene mot gjennomsnitts-verdiene for sommerpeilingene av hver bjørn for de kontinuerlige habitatvariablene (Wilcoxon's matched pairs test). For høyde over havet var det signifikant forskjell mellom hi-plasseringer og oppholdsområder om sommeren, men ikke for helling (**tabell 12**). Hiene lå i gjennomsnitt ca 60 m høyere i terrenget enn middelverdien for sommerhabitatene, og dette gjaldt også for hanner og binner hver for seg. Hiene lå dessuten i signifikant større avstand fra tettsted enn gjennomsnittsavstandene for sommerhalvåret. Mens hiene gjennomsnittlig lå 14.9 km fra tettsted var middelavstanden for sommerområdene 12.5 km (**tabell 12**). Avstandene til bebyggelse generelt og til veier var ikke signifikant forskjellige for hi og sommerområder, men gjennomsnittsverdiene i **tabell 12** antyder at bjørnene kan være noe mer unnvikende i forhold til veier og all bebyggelse når de velger hi enn når de er aktive om sommeren. Disse testene og gjennomsnittsverdiene for ulike grupperinger av veier og bebyggelse er imidlertid ikke uavhengige av hverandre.

4.4 Bjørnens bruk av et etablert skytefelt og de ulike regionale skyte- og øvings-felt-alternativene

4.4.1 Skytefeltet i Älvdalen, Dalarna

Av studieområdet nesten 17 000 km² dekket binnenes leveområder nesten 7 000 km², dvs at 41 % av studieområdet inngikk i binnenes leveområder. Til sammenlikning inngikk 49 % av skytefeltet i Älvdalen i binne-områdene. For bjørner som hadde sine leveområder delvis innenfor og delvis utenfor skytefeltet var det ikke signifikant forskjell i tettheten av lokaliseringer i og utenfor skytefeltet hverken for hannbjørnene eller binnene (Wilcoxon matched-pairs signed-ranks test, n=9, Z = -0.296, p=0.77 for hannene; n=7, Z = -0.507, p=0.71 for binnene). Vi fant dermed ingen indikasjon på at bjørnene unngikk eller foretrakk skytefeltet på årsbasis.

4.4.2 Regionalt skyte- og øvingsfelt i Hedmark

Sommerhalvåret

Vi analyserte data om bruk av areal i Hedmark fra fire hannbjørner som har brukt ett eller flere av skyte- og øvingsfelt-alternativene. Tre av disse brukte alternativene signifikant forskjellig fra det som var forventet (**tabell 13**). Vi hadde et bra datagrunnlag for én av disse tre bjørner, 140 posisjoner innenfor alternativene (9011, Sjøli). Han viste en klar trend, og brukte Gråfjellet mer enn forventet, Holmsjøen som forventet, og Gravberget mindre enn forventet (**tabell 13**). De andre bjørner hadde få posisjoner i alternativene (9-27), men én (9005, Keski) brukte Holmsjøen mer enn forventet og var ikke peilet innenfor Gravberg-alternativet. Én annen (9009, Härjå) brukte Gråfjellet mindre enn forventet, og de andre to alternativer som forventet. Den fjerde bjørn (9010, Storbjergsbjørnen) ble peilet innenfor alternativene bare 9 ganger. Han viste ingen preferanse, men var ikke peilet innenfor Gråfjell-alternativet.

Vi analyserte data fra alle fire bjørner samlet, ved å teste tettheten av peilinger i leveområdene mot peilingstettheten i skytefelt-alternativene, for å se om det var noen generell preferanse for de aktuelle skytefelt-områdene. Det fant vi ikke (Wilcoxon Matched-Pairs test, Z= -0.3139, n = 12, P = 0.75).

Selv om det var et lite materiale, både med tanke på antall bjørner og peileposisjoner, fant vi at tre av fire bjørner viste forskjeller i bruk av alternativene. For ikke å trekke sterkere konklusjoner enn det som er mulig ut fra datagrunnlaget,

konkluderer vi med at én bjørn foretrakk Gråfjellet og én foretrakk Holmsjøen, men når vi så på bjørner som en gruppe, fant vi ingen preferanse mellom skytefeltene.

Hi-plassering

Det finnes sikre posisjoner av 38 bebodde bjørnehi i og ved kjerneområdet for bjørn i Hedmark. Her har vi ikke tatt med et hi som en bjørn brukte etter den var skremt ut av sitt første hi, og tre hi til en radiomerket bjørn (9005, Keski) i Kongsvinger-området. Hiene som vi brukte var spredt over et område på ca. 10 000 km² (**figur 1**). Hiene ble klart plassert forskjellig fra forventningen ($X^2 = 97.76$, $df = 3$, $P < 0.0001$). En Bonferroni-justert test viste en klar og sterk preferanse for Gråfjellet, at Holmsjøen og Gravberget ble brukt som forventet med ett hi i hvert område og at området utenfor alternativene ble brukt mindre enn forventet (**tabell 14**).

Vi så nærmere på hi-plassering i Gråfjell-alternativet, som var så sterkt foretrukket. Av 10 hi funnet innenfor dette alternativet, var hele 9 i den foreslåtte røde sonen mens 4-5 hi lå innenfor konsentrert målområde. Ikke bare er Gråfjell-alternativet et sterkt ettertraktet hi-område for bjørn, men den planlagte plassering av rød sone og målområder syns å være uheldig med tanke på bjørn i hi.

Tabell 13 Radiomerkede bjørners observerte og «forventede» opptreden i de tre alternativene for regionalt skyte- og øvingsfelt, Gråfjellet, Holmsjøen og Gravberget. Forventningsverdiene er beregnet på grunnlag av arealene av de tre områdene. Forskjeller mellom observerte og forventede fordelinger ble testet med en eksakt X^2 -test basert på 10 000 simuleringer. Når det var signifikant forskjell ble parvise Bonferroni-justerte tester for observert og forventet verdi utført. - *The observed and expected occurrence of radio-marked bears in the three alternative shooting and training ranges, Gråfjellet, Holmsjøen, and Gravberget. The expected values were calculated based on the areas of the alternatives. Differences between observed and expected values were tested using an exact X^2 test based on 10,000 simulations. When a difference was found, the observed and expected values were compared pairwise using a Bonferroni correction.*

Individ nr. <i>Individual</i>	Sammenlikning mellom områder <i>Comparison among areas</i>		Sammenlikning mellom observasjon og forventning for hvert område <i>Comparisons for each specific area</i>			
	Kjikkvadrat <i>Chi-square</i>	p	Område <i>Area</i>	Observert <i>Observed</i>	Forventet <i>Expected</i>	p (Bonferroni) ^a
9011 Sjøli	53.590	0.000				
			Gråfjellet	78	43.6	***
			Holmsjøen	50	48.9	ns
			Gravberget	12	47.5	***
9005 Keski	9.607	0.006				
			Gråfjellet	2	3.1	ns
			Holmsjøen	8	3.5	*
			Gravberget	0	3.4	ns
9009 Härjä	7.125	0.028				
			Gråfjellet	2	8.4	*
			Holmsjøen	13	9.4	ns
			Gravberget	12	9.2	ns
9010 Storbergsbjørn	4.196	0.15				
			Gråfjellet	0	2.8	
			Holmsjøen	5	3.1	
			Gravberget	4	3.0	

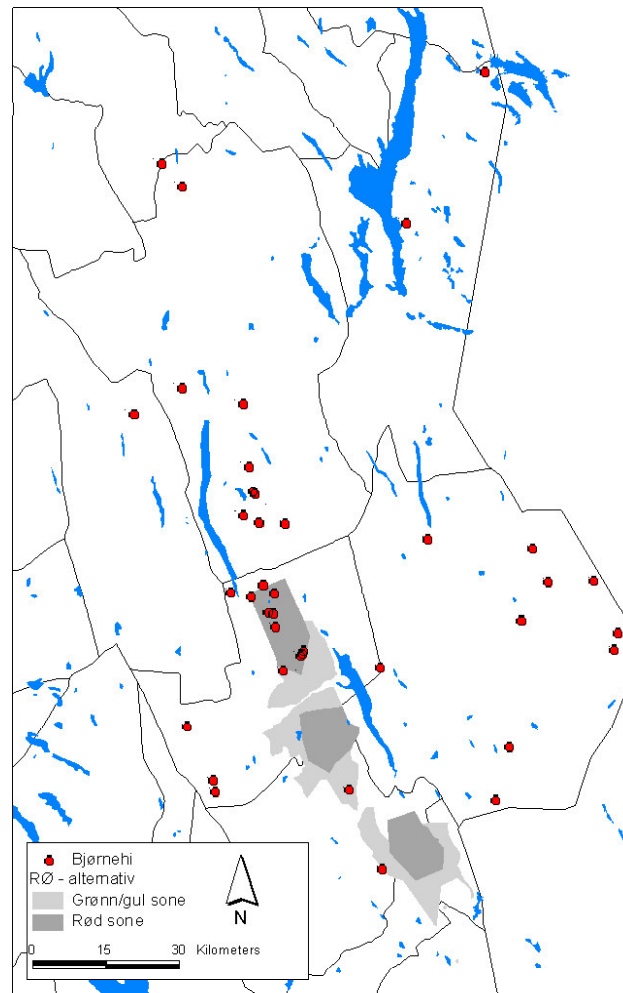
^ans = ikke signifikant - *not significant*, * = $P < 0.05$, *** = $P < 0.0001$.

Tabell 14 Hilokaliteter i og ved kjerneområdet for bjørn i Hedmark i forhold til skytefeltalternativene (N = 38). - *Bear dens. Den locations in and near the administrative core area for bears in Hedmark in relation to the shooting range alternatives (N=38).*

Område Area	Observerte hi <i>Observed dens</i>	Forventede hi <i>Expected dens</i>	p (Bonferroni) ^a
Gråfjell	10	0,87	***
Holmsjøen	1	0,91	ns
Gravberget	1	0,91	ns
Utenfor alternativene <i>Outside the alternatives</i>	26	35,30	***

^ans = ikke signifikant - *not significant*, *** = $P < 0.0001$.

Figur 1 Bjørnehi funnet i og ved kjerneområdet for bjørn i Hedmark i forhold til de tre skytefeltalternativene. - *Bear den sites in Hedmark County in and near the administrative core area for bears in relation to the three shooting-range alternatives.*



Diskusjon

5.1 Habitatvalg hos midt-skandinaviske brunbjørner

Ved valg av leveområder foretrakk mange av bjørnene skog og unngikk myrterreng. Noen bjørner unngikk også snaufjell. Disse preferansene var mest utbredt blant voksne binner. Preferansene kan ha sammenheng både med næringstilgangen og med mulighetene for å opptre ubemerket, og begge deler kan være viktigere for voksne reproduserende binner enn for andre bjørner. Liknende resultater er også funnet for grizzlybjørn i Nord-Amerika, der de voksne binnene også var mest selektive når det gjaldt vegetasjonstyper, selv om vegetasjons-kategoriene som ble sammenliknet der var naturlig skog og kultivert skog (Anonymus 1993).

Resultatene tyder ikke på at bjørnenes kjønn eller alder hadde noen framtreddende betydning for preferanser i forhold til habitat-faktorene vi undersøkte. Derimot var det individuelle forskjeller både i leveområdene og for hi-lokalitetene som særlig viste seg i bjørnenes varierende bruk av områdene i nærheten av veier og bebyggelse. Når vi ikke fant forskjeller mellom kjønns- og alders-

kategorier betyr det ikke nødvendigvis at forskjeller ikke finnes. Antallet forskjellige bjørner i undersøkelsen kan ha vært for lite og unøyaktighetene i peilingene for store, slik at eventuelle kjønns- og aldersforskjeller ble kamuflert av de mer framtreddende individuelle variasjonene. Hannbjørnene, særlig de unge hannene, hadde gjennomsnittlig mye større leveområder enn binnene (Wabakken et al. 1992). Mange av de merkede hannene hadde så mye av sine leveområder utenfor studieområdet i Dalarna at de var utelukket fra de fleste av våre habitat-analyser. Dermed ble bare hannbjørner med relativt små leveområder inkludert, og dette kan også ha bidratt til å redusere eventuelle kjønnsforskjeller.

Ingen av de voksne bjørnene brukte områdene nær asfaltveier mer enn forventet i sommerhalvåret, men en del av dem brukte denne sonen mindre enn forventet. Dette overensstemmer med informasjonen om grizzlybjørn i Nord-Amerika. I Yellowstone nasjonalpark hadde grizzlybjørn en tendens til å unngå habitat innen 500m fra vei om våren og sommeren (Mattson et al. 1987). I et område i sørvest British Columbia fant McLellan & Shackleton (1988) at grizzlybjørner brukte områdene inntil 100 m fra vei mindre enn forventet. I East Front Range i Rocky Mountains, Montana, fant dessuten Aune & Kasworm (1989) at grizzlybjørner brukte områdene inntil 200m fra vei om våren, inntil 100m fra vei om sommeren og inntil 400 m fra vei om høsten mindre enn forventet, basert på tilgjengeligheten. Kasworm & Manley (1990) rapporterte at grizzlybjørner i Cabinet mountains i nordvest Montana brukte områdene inntil ca. 900 m fra vei mindre enn forventet. Når vi også ser på unge bjørner i forhold til asfaltvei og alle bjørnekategorier i forhold til veier totalt, var imidlertid våre resultater for bjørnenes reaksjoner på veier ikke så entydige.

Den intense menneskelige aktiviteten ved hus og andre utbygde områder påvirker hvordan bjørner bruker og overlever i et område. Bjørnene reagerer ikke nøytralt, men kan reagere på to ulike måter. De kan tiltrekkes på grunn av avfall og habitueres til menneskelig nærvær. Ofte resulterer det i at bjørnen blir avlivet. Økt dødelighet for grizzlybjørn er dokumentert i nærheten av søppelplasser (Schullery 1980), og campingplasser (Knight et al. 1984, Mattson et al. 1987, Schleyer et al. 1984). Bjørnene kan også unngå områder som blir bebygde, med redusert bjørne-habitat som resultat. Begge utfallene har negative konsekvenser for bjørnene. For binnene undersøkte vi individuelle preferanser i forhold til avstand til bebyggelse. Ingen av de voksne binnene brukte områdene inntil 2 km fra tettsted eller inntil 1 km fra all bebyggelse mer enn forventet mens en del av dem brukte disse sonene mindre enn forventet. Også her var de unge binnenes reaksjoner mindre entydige. Elgmork (1978, 1983) fant at en relikv brunbjørnstamme i Vassfaret minket samtidig med en økning i antall skogsbilveier og hytter. Denne bestanden var imidlertid meget liten og kan ha dødd ut (Bækken et al. 1994) fordi den var for liten til å være levedyktig. Flere undersøkelser har dokumentert at brunbjørner unngår utbygde områder, med tap av habitat som resultat (Elgmork 1983, Knight et al 1984, Haroldson & Mattson 1985).

På bestandsnivå ble tendensen til å unngå områdene i nærheten av veier tydeligere med økende veistandard i vår undersøkelse. Det gjaldt både i den aktive perioden i sommerhalvåret og i valg av hi. Hustettheten hadde en liknende virkning både på valg av område om sommeren og valg av hi. Tettsteder ble unngått i større grad enn enkelthus. Disse resultatene viser at det er den menneskelige aktiviteten som er avgjørende, og ikke vei- og hus-konstruksjoner i seg selv.

Bjørnene som ble felt i løpet av studieperioden levde ikke nærmere veier og bebyggelse enn de øvrige bjørnene. Vi hadde habitat-informasjon om fellingsstedet for bare fire av de felte bjørnene, men siden fellingsstedet i disse fire

tilfellene var enten nærmere vei eller i et område med større veitetthet enn gjennomsnittlig for bjørnepeilingene har vi en viss indikasjon på at nærhet til veier øker sjansen for at en bjørn blir skutt.

5.2 Konsekvenser av Regionfelt Østlandet

Våre studier viste at bjørnene sommerstid påvirket av menneskelig aktivitet, både i form av trafikk på veier og bebyggelse. Effekten økte med økende aktivitet, dvs. var større for riksvei enn for små skogsbilveier og større for tettbebyggelse enn for enkelthus. Denne forstyrrelsen kan føre til at bjørner får mindre areal til disposisjon. Selv om bygging av flere veier og anlegg i forbindelse med etablering av et skytefelt kan forringe biotopens kvalitet i nærheten av veiene, er det mulig at dette bare har kortvarig effekt under øvelsene, hvis veiene ellers ikke er åpne for allmenn ferdsel. At bjørner ikke unnvek eller foretrakk skytefeltet i Älvdalen, Sverige, tyder på at bjørnene klarte å tilpasse seg militær aktivitet i sommerhalvåret. Men skytefeltet i Älvdalen er kun et skytefelt, og ikke et øvelsesfelt.

Konsekvensene av forstyrrelse er langt mer alvorlige i vinterhalvåret mens bjørnene ligger i hi enn i sommerhalvåret. De er da ømfintlige for menneskelig aktivitet og flytter ofte etter forstyrrelser. Linnell et al. (1996) har sammenfattet litteraturen om dette emne i en annen rapport i denne serien av utredninger. Vi har vist at flytting i løpet av hiperperioden har klart negative konsekvenser for reproduksjon når det er ei drektig binne som flytter (Linnell et al. 1996). Dermed kan militære øvelser på vinteren ha en stor negativ effekt om det finnes flere hi i området.

5.3 Prioritering av alternativene mht bjørn

Når det gjelder sommerhalvåret, har vi ikke funnet en klar generell preferanse for noen av alternativene. Men to individer viste preferanse for Gråfjellet respektiv Holmsjøen. Dessuten er Gråfjellet det alternativet som i dag har den laveste tettheten av veier og bebyggelse. Utbygging av skytefeltet her ville øke veitettheten mye mer, relativt sett, enn i de andre alternativene (**tabell 15**). De to andre alternativene er relativt like når det gjelder veitetthet, både før og etter etablering av et eventuelt regionalt skyte- og øvingsfelt. Vi mener at områdenes betydning for bjørn i sommerhalvåret er først Gråfjell, så Holmsjøen, og til slutt Gravberget.

Vi fant en meget sterk preferanse for Gråfjellet som hi-område, med over 11 ganger flere hi enn forventet. Området utenfor alternativene ble brukt mindre enn forventet og Holmsjøen og Gravberget ble brukt som forventet, med ett hi i hvert alternativ.

Gråfjellet blir derfor det dårligste alternativet med hensyn til bjørn i vinterhalvåret etter vår mening. Den lave tettheten av veier og bebyggelse samt det relativt bratte og høye terrenget bidrar til å gjøre Gråfjellet til et viktig hi-område. Som nevnt ovenfor vil utbygging av veinettet ha den relativt største effekten i Gråfjell-alternativet. Dessuten er mulighetene til å forebygge effekter av forstyrrelsen små i dette området fordi det var en stor konsentrasjon av hi i den foreslåtte røde sonen og de konsentrerte målområdene. Bjørnene i Hedmark er nesten bare hannbjørner (Swenson et al. 1994), men vi har funnet at hannbjørner og binner velger lignende hi-plasser. Derfor antar vi at Gråfjellet også blir viktig som hi-område for binner i framtida.

Det er ingen tvil om at Gråfjellet er klart det viktigste blant alternativene som hi-område. Deretter anser vi at Holmsjøen har et høyere potensiale som hi-område enn Gravberget, basert på topografi og mengde skogsareal.

I en helhetsvurdering må vinterhalvåret prioriteres fordi bjørner er så følsomme for forstyrrelse i denne kritiske perioden. Forskjellene mellom alternativene var mest tydelige på vinteren. Data fra både vinter- og sommerhalvåret viste at Gråfjellet var et viktig bjørneområde. Valg av Gråfjell-alternativet vil sannsynligvis ha størst negativ effekt på bjørn. Vi vurderer Holmsjøen og Gravberget som mer like som bjørne-habitat, men Gravberget kan være noe mindre høvelig, spesielt vinterstid, pga. topografi og mengde skogsareal.

En eventuell negativ konsekvens av et regionalt skyte- og øvingsfelt er faren for at bjørner begynner å spise avfall. Det er kjent fra Nord-Amerika og Russland at bjørner som blir vant til å få mat fra mennesker mister skyheten og kan utvikle seg til problembjørner som kan være farlige for mennesker (Swenson et al. 1996). Dette er i ferd med å skjje på skytefeltet i Älvdalen, Sverige, hvor flere bjørner ofte besøker avfallsplassen og spiser restemat som er kastet fra kantinen. For å unngå denne situasjon, er det viktig at Forsvaret utarbeider og innfører et system for å handtere matrester og avfall slik at det ikke er tilgjengelig for bjørner.

Tabell 15 Tetthet av eksisterende veier og økning i veitetthet i alternativene for regionalt skyte- og øvingsfelt.
- *Density of existing roads in the shooting and training range alternatives and increase in road density with planned road building within each.*

Skytefelt- alternativ <i>Shooting range alternative</i>	Veitype <i>Type of road</i>	Eksisterende km/km² <i>Existing density</i>	Ny (max, fase 1) km/km² <i>New roads (max. in phase 1)</i>	Totalt km/km² <i>Total</i>	% økning <i>% increase</i>
Gråfjellet	Privat <i>Private</i>	0.07	0.35	0.42	500
Holmsjøen	Offentlig <i>Public</i>	0.003			
	Privat	0.86	0.30	1.16	
	Sum	0.86	0.30	1.46	35
Gravberget	Offentlig	0.03			
	Privat	0.72	0.29	1.01	
	Sum	0.75	0.29	1.04	39

6 Litteratur

- Anonymus 1993. South Fork Flathead River grizzly bear project. - Montana Dept Fish, Wildl, Parks; USDA Forest Service; USDI Fish Wildl. Service; Nationa. Fish Wildl Foundation. 34 s.
- Bækken, B., Elgmork, K. & Wabakken, P. 1994. The Vassfaret Brown Bear population in central-south Norway no longer detectable. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 9: 179-185.
- Aune, K. & Kasworm, W.F. 1989. East Front grizzly bear study; final report. - Montana Dept. Fish, Wildlife and Parks. Helena, Mont. 332 pp.
- Christensen, A.G. 1982. Cumulative effects analysis process. *In*: Cumulative effects analysis process. Grizzly habitat component mapping. - Natl. Park Serv., U.S. Forest Service, Libby, Mont. 22 pp.
- Elgmork, K. 1978. Human impact on a brown bear population. - *Biol. Conser.* 13: 81-103.
- Elgmork, K. 1983. Influence of holiday cabin concentrations on the occurrence of brown bears in south-central Norway. - *Acta Zool. Fennica* 174: 161-162.
- Environmental Systems Research Institute, Inc. (ESRI). 1991. Cell based modeling with GRID, version 6.0. - Redland, Calif.
- ERDAS, Inc. 1991. ERDAS field guide, 2nd edition, version 7.5. - Atlanta, Georgia. 394 pp.
- Haroldson, M. & Mattson, D. 1985. Response of grizzly bears to backcountry human use in Yellowstone National Park. Interagency grizzly bear study team. - Bozeman, Mont. 37 pp.
- Interagency Grizzly Bear Committee. 1987. Grizzly bear compendium. - Missoula, Mont. 540 pp.
- Interagency Grizzly Bear Committee. 1994. Grizzly bear/Motorized access management task force report. - U.S. Forest Service, Missoula, Mont.
- Kasworm, W.F. & Manley, T. 1990. Road and trail influences on grizzly bears and black bears in northwest Montana. - *Int. Conf. Bear Res. and Manage.* 8: 79-84.
- Knight, R.R., Blanchard, B. & Kendall, K. 1981. Yellowstone grizzly bear investigations. Annual report of the Interagency grizzly bear study team, 1980. - Bozeman, Mont. 55 pp.
- Knight, R.R., Blanchard, B. & Mattson, D. 1984. Influences of the fishing bridge area on the Yellowstone grizzly bear population. Interagency grizzly bear study team, 1980. - Bozeman, Mont. 15 pp.
- Knight, R.R., Blanchard, B. & Mattson, D. 1986. Yellowstone grizzly bear investigations. Annual report of the Interagency study team, 1985. - Bozeman, Mont. 58 pp.
- Linnell, J., Swenson, J., Barnes, B. & Andersen, R. 1966. Hvor sårbare er bjørner for forstyrrelser i hiperioden? En litteraturoversikt. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer om etablering av Regionfelt Østlandet, del 2. - Norsk Institutt for Naturforskning, Oppdragsmelding 413.
- Mace, R.D. & Jonkel, C. 1980. Food habits of the grizzly bear in Montana. - Side 49-69, i: Jonkel, C. red. Annual report No. 5. Border grizzly bear proj., Univ. Montana, Missoula.
- Mace, R.D. & Manley, T.M.. 1993. South Fork grizzly bear study: progress report. - Montana Dept. Fish, Wildl. and Parks. Kalispell, Mont. 38 pp.
- 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.* 8: 57-64.

- McLellan, B.N. & Mace, R.D. 1985. Behavior of grizzly bears in response to roads, seismic activity, and people. Preliminary Rep., Can. Border Grizzly Proj., - Cranbrook, B.C. 53 pp.
- McLellan, B.N. & Shackleton, D.M. 1988. Grizzly bears and resource extraction industries: effects of roads on behavior, habitat use, and demography. - J. Appl. Ecol. 25: 451-460.
- McLellan, B.N. 1989a. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. I. Density and age - sex composition. - Can. J. Zool. 67: 1856-1860.
- McLellan, B.N. 1989b. 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. 1989c. Dynamics of a grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. II. Natality and rate of increase. - Can. J. Zool. 67: 1865-1868.
- Miljøverndepartementet. 1992. Om forvaltning av bjørn, jerv, ulv og gaupe (Rovviltmeldingen). - Stortingsmelding nr. 27.
- PAMAP 1991. Essential Planning System User Guide, version 4.2. - Victoria, B.C.
- Sandstrom, P.L. 1996. Identification of potential linkage zones for grizzly bears in the Swan-Clearwater valley using GIS. - M.S. thesis, Univ. Montana, Missoula. 73 pp.
- Schullery, P. 1980. The bears of Yellowstone. - Yellowstone library and museum Assoc., Yellowstone Natl. Park, Wyo. 176 pp.
- Schleyer, B.O., Jonkel, J.J. Rhoades K.G. & Dunbar, D.M. 1984. The effects of non-motorized recreation on grizzly bear behavior and habitat use. -Interagency grizzly bear study team, Bozeman, Mont. 83 pp.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Wabakken, P., Bjärvall, A., Söderberg, A., & Franzén, R. 1994. Bjørnens historiske og nåværende status og forvaltning i Skandinavia. - NINA Forskningsrapport 53.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Heim, M., Brunberg, S., Sørensen, O.J., Söderberg, A., Bjärvall, A., Franzén, R., Wikan, S., Wabakken & Overskaug, K. 1996. Er den skandinaviske bjørnen farlig? - NINA Oppdragsmelding 404.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1993. Grizzly bear recovery plan. -Missoula, Mont. 181 pp.
- U.S. Forest Service. 1990. CEM - a model for assessing effects on grizzly bears. - Missoula, Mont. 24 pp.
- Weaver, J., Escano, R. Mattson, D. Puchlerz, T. & Despain, D. 1986. A cumulative effects model for grizzly bear management in the Yellowstone ecosystem. - Side. 234-246 i Contreras, G.P. & Evans, K.E., red. Proceedings-grizzly bear habitat symposium. U.S. Forest Service, Intermountain Res. Sta., Ogden, Utah.
- White, G.C. & Garrott, R.A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. - Academic Press, Inc., San Diego. 383 s.
- Aanes, R. et al. 1996. Menneskelig aktivitets innvirkning på klauvvilt og rovvilt. En utredning foretatt i forbindelse med Forsvarets planer om etablering av Regionfelt Østlandet, del 1. - NINA Oppdragsmelding 412