

# BJØRNENS STATUS OG ØKOLOGI I SKANDINAVIA

RAPPORT FRA DET SKANDINAVISKE BJØRNEPROSJEKTET TIL MILJØVERNDEPARTEMENTET



Foto: Jon Swenson

Av

**Jon E. Swenson, Ole-Gunnar Støen, Andreas Zedrosser, Jonas Kindberg,**

**Sven Brunberg, Jon M. Arnemo og Veronica Sahlén**



**Rapport 2010 – 3 fra Det skandinaviske bjørneprojektet**

## INNHOLDSFORTEGNELSE

<b>HISTORIE</b>	<b>3</b>
Kolonisering av Skandinavia	3
Bjørnebestandens utvikling i historisk tid	3
<b>NÅVÆRENDE STATUS</b>	<b>4</b>
Utbredelse	4
Bestandsstørrelse	4
Overvåkingsmetoder og politiske målsettinger	7
<b>KJENNETEGN</b>	<b>10</b>
<b>ERNÆRING</b>	<b>10</b>
<b>ATFERD</b>	<b>12</b>
Hjemmeområder	12
Døgnrytme	12
Habitatvalg	12
Vintersøvn og opphold i hiet	14
Utvandring	16
Sosial organisering hos binner	17
Parringssystem	17
<b>REPRODUKSJON</b>	<b>18</b>
Drektighetsperiode	18
Kullstørrelse og intervall mellom kullene	18
Alder ved første og siste kull	19
<b>DØDELIGHET</b>	<b>19</b>
Dødsårsaker	19
Seksuelt selektert infanticid (SSI)	21
<b>BJØRNEBESTANDENS LEVEDYKTIGHET</b>	<b>22</b>
Demografisk levedyktighet	22
Genetisk levedyktighet	23
<b>FORHOLDET MELLOM BJØRN OG MENNESKE</b>	<b>23</b>
Jaktens effekt på bjørnebestanden	24
Effekten av veier og bebyggelse på bjørnens arealbruk	27
Bjørnens skader på husdyr og bier	30
Bjørnens effekter på reinnæringen	30
Bjørnens effekter på jaktuttaket av elg	31
Hvilken fare utgjør bjørnen for mennesker?	32
<b>FREMTIDSUTSIKTER</b>	<b>34</b>
<b>TAKKSIGELSER</b>	<b>39</b>
<b>LITTERATUR</b>	<b>40</b>
<b>VEDLEGG : BEREGNING AV ANTALL ÅRLIGE YNGLINGER BASERT PÅ ANTALL DOKUMENTERTE BINNER I NORGE</b>	<b>46</b>

## **HISTORIE**

### **Kolonisering av Skandinavia**

Brunbjørnen fantes over hele Europa i historisk tid. Analyser av mitokondrielt DNA (mtDNA) har dokumentert at den europeiske brunbjørnen består av to genetiske linjer med en østlig opprinnelse (fra Russland) og en vestlig opprinnelse (resten av Europa). Den vestlige linjen er videre delt inn i to undergrupper, en med opprinnelse fra den iberiske halvøy og den andre fra Balkan-regionen. Både den iberiske og den russiske linjen er representert i Skandinavia. I dag finnes den svenske bjørnebestanden konsentrert i hovedsakelig tre binneområder og 95% av skutte binner i Sverige har blitt felt innenfor disse områdene. Binnene i de to nordligste områdene (Jämtland/Nord-Trøndelag og nordover) har mtDNA fra den østlige linjen, og binnene i sør (Hedmark/Härjedalen og sørover) har mtDNA fra den sydlige linjen. Hannbjørnene viser det samme mønsteret selv om noen få vandrer over den tydelige grensen mellom disse to genetiske linjene.

Siden mtDNA arves fra mor til unger, og binner sprer seg lite i forhold til hannene, kan en mtDNA-analyse vise hvordan bjørnens utbredelse har spredt seg i Europa etter siste istid. Resultatene tyder på at bjørnene i det sydlige binneområdet kom sørfra etter den siste istiden, med opprinnelse i bjørnepopulasjoner på den iberiske halvøy eller Sentral-Europas tundraområder. Bjørnene i de to nordligere binneområdene kom fra isfrie områder nære Karpatfjellene eller eventuelt Uralfjellene

### **Bjørnebestandens utvikling i historisk tid**

Brunbjørnen var spredt over hele Skandinavia frem til og med 1600-tallet, også på de større øyene med unntak av Gotland. Nedgangen i bestand og utbredelse begynte på denne tiden, og på 1700-tallet var bjørnen borte fra de sydlige delene av Sverige.

Bjørneprosjektet har anslått størrelsen på den skandinaviske bestanden til å ha vært ca 4.700-4.800 bjørner på midten av 1800-tallet, hvorav ca. 3.100 (65%) var i Norge og 1.650 var i Sverige. Det var da et politisk mål at bjørnen skulle utryddes, og begge land betalte relativt store skuddpremier for å oppnå dette målet. Jegere fikk gode inntekter fra statlige skuddpremier, salg av kjøtt og skinn samt lokale skuddpremier og belønninger. Mellom 1856 og 1893 ble det betalt statlige skuddpremier for 5.164 bjørner i Norge og 2.605 i Sverige, hvilket førte til en rask bestandsnedgang i begge land. Nedgangen var raskere i Sverige fordi bestanden var mindre. Bjørnen forsvant etter et geografisk mønster, fra sør til nord og fra lavland til fjellområder. Til slutt fantes det bare bjørn i de mer utilgjengelige fjellområdene i nord. Svenska jägareförbundet og Svenska Akademien kom i århundreskiftet 1800-1900 med utspill om å redde bjørnen i Sverige fra utryddelse. Da skilte Sverige og Norge veier i bjørneforvaltning, selv om de på denne tid var i union. Sverige avskaffet skuddpremier i 1893 og innførte en rekke tiltak som stoppet bestandsnedgangen rundt 1930. Da var det kanskje bare ca. 130 overlevende bjørner igjen i de fire restbestandene. Norge avskaffet statlige skuddpremier i 1930 men lokale skuddpremier var tillatt frem til 1972. Den siste "urnorske" bjørnen forsvant fra Vassfaret på 1980-tallet og bjørnen var da utryddet som en ynglende art i Norge. Det er imidlertid en mulighet for at bjørnen aldri ble utryddet i Anárjokha-området, men dette må undersøkes genetisk.

I 1942 ble den svenske bestanden beregnet til 294 bjørner og stor nok til å tåle jakt, og jakt ble siden innført i 1943. Bjørnebestanden økte ca 1,5% pr år fra 1943 til 1994. Bjørneprosjektet anslo bestanden i 1994 til 650-700 i Sverige og 22-35 i Norge (3-5% av den skandinaviske bestanden).

## NÅVÆRENDE STATUS

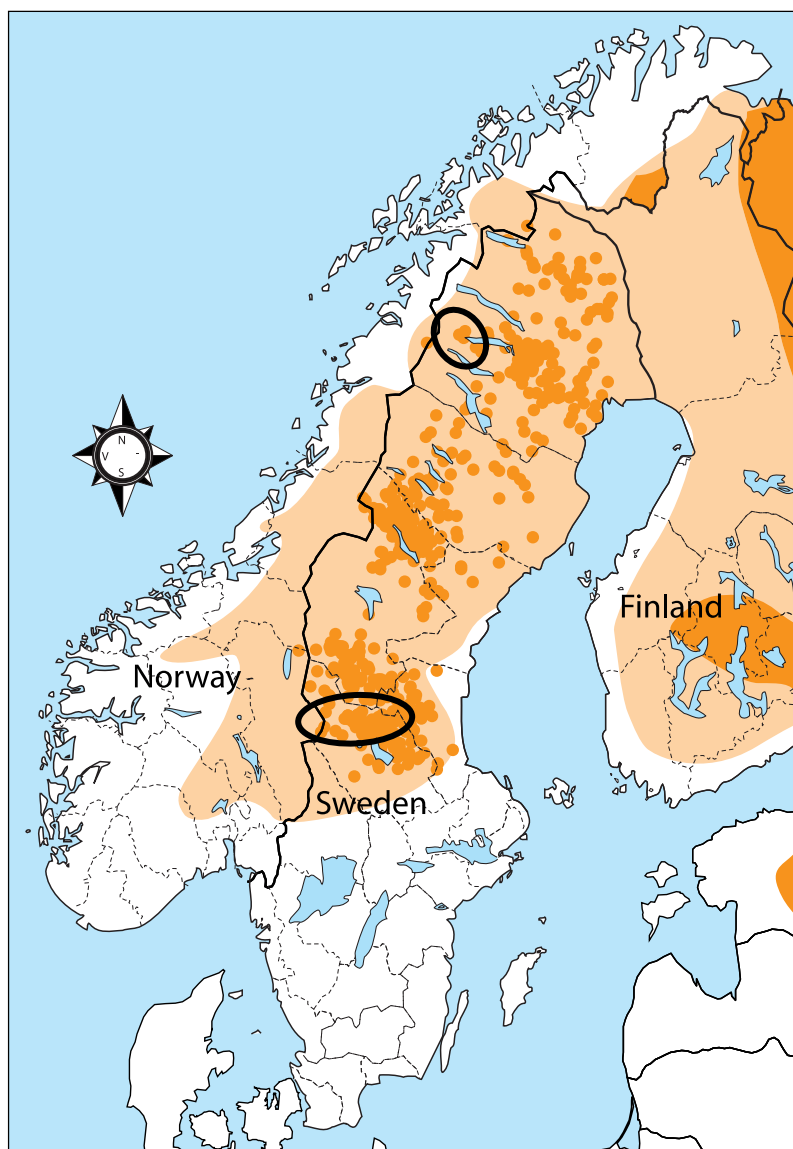
### Utbredelse

Det finnes skandinavisk brunbjørn i store deler av de nordlige og sentrale delene av Sverige. Binnene i Sverige er konsentrert i tre store områder innenfor denne utbredelsen (figur 1) og bjørnene i disse tre områdene er også genetisk forskjellige. Bjørnens utbredelse i Norge sør for Finnmark gjenspeiler utbredelsen i Sverige, med binneforekomster i tilknytning til de svenske binneområdene, dvs områder med reproduserende binner (figur 2). Dette er grunnen til at binner hovedsakelig kun finnes i indre Troms, i østlige Nord-Trøndelag og østlige Hedmark. Bjørnene i Finnmark skiller seg genetisk fra de øvrige bjørnene i Skandinavia. Disse binnene befinner seg hovedsakelig i Anárjohka, en nokså isolert gruppe med forbindelse til noen binner på finsk side, og i Pasvik som er en del av en stor bjørnebestand i de tilgrensende områdene i Russland og Finland. Hannene streifer over store områder, spesielt under utvandring, og kan derfor i prinsippet forekomme hvor som helst i Norge (figur 2). Bjørnens utbredelse vokser mot den svenske østkysten og sørover i Sverige, samt inn i Norge fra både Sverige og Russland. Bestanden minsker derimot i deler av de svenske fjellområdene. Genetisk forskning viser at det er en begrenset genflyt mellom de to sydligste binneområdene i Sverige og at disse binneområdene ikke vokser sammen slik som de gjør lengre nord.

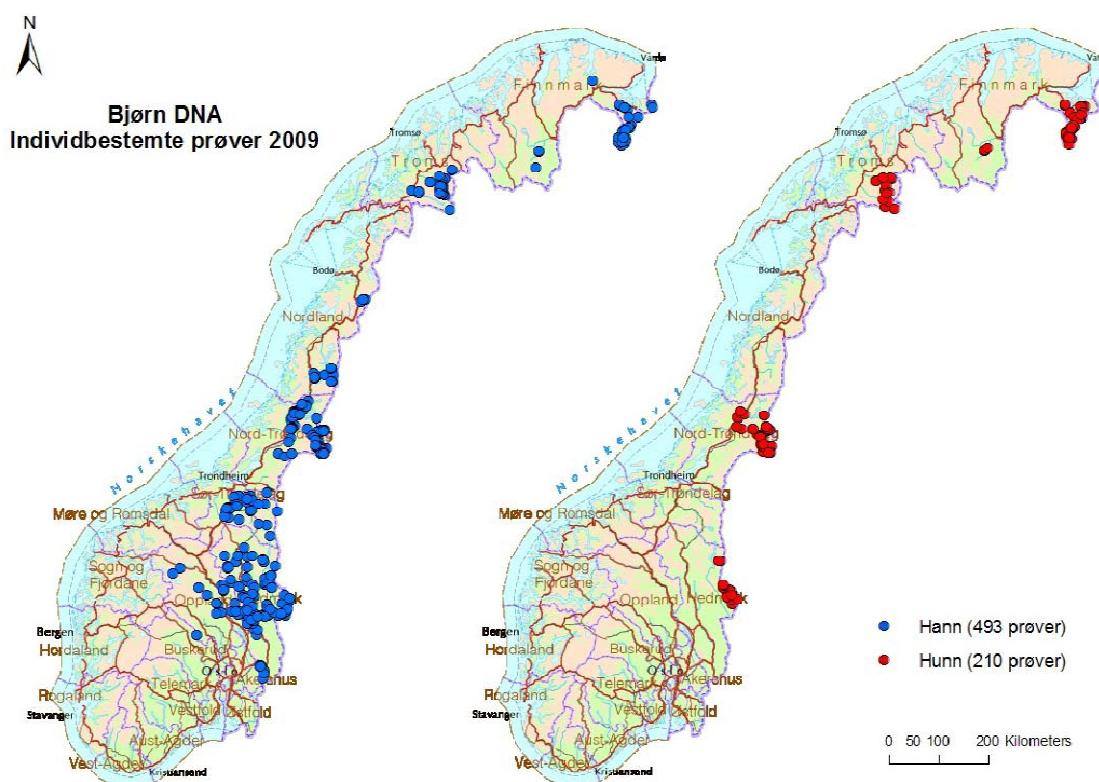
### Bestandsstørrelse

Det er svært vanskelig å beregne antall bjørner over større områder. Bjørner har store hjemmeområder, forekommer i lave tettheter, de er sky og hovedsakelig nattaktive, og de ligger i hi om vinteren når sporing på snø kunne ha vært mulig. Det skandinaviske bjørneprosjektet har utarbeidet og testet en metode for å beregne bestandsstørrelser basert på DNA som finnes i ekskrementer som er samlet inn av jegere. Metoden går ut på å utvinne og forøke DNA fra ekskrementene og siden bestemme individene ut i fra deres genetiske "fingeravtrykk" i DNA-et. Minimum antall individer er gitt ved antallet individer som er identifisert fra innsamlingen. Vi kan videre beregne antall bjørner som ikke ble funnet gjennom en såkalt "fangst-gjenfangst" metode i spesialiserte dataprogramer. Innsamlingsperioden (hovedsakelig elgjakten) blir da delt opp i uker og basert på antall uker med forekomst av kjente individer (flere prøver fra samme individ er vanlig) kan man beregne sannsynligheten for at det aldri blir samlet inn noen prøver fra andre individer. Ut i fra dette kan man så beregne hvor mange individer man ikke fikk prøver fra under innsamlingsperioden. Programmet kan også korrigere for forskjeller i sannsynlighet for å finne prøver mellom de ulike tidsperiodene, ulike kjønn, og ulike individ, m.m.

Denne metoden er nå i bruk i Sverige for å beregne antall bjørn i hvert län. Bestanden har blitt beregnet med denne metoden i Dalarna (2001), Gävleborg (2001), Västernorrland (2004), Västerbotten (2004 og 2009), og Jämtland (2006). En bestandsberegning mangler kun for Norrbotten blant de "store" bjørnelän i Sverige, men dette blir gjennomført i løpet av 2010.



Figur 1. Bjørnens utbredelse i Skandinavia (den lysere fargenyansen). Den mørkere fargenyansen viser binneområdene - med binner skutt i perioden 1981-2006 (prikkene) og hovedforekomst av binner (andre mørke områder). De to sirkelene viser Bjørneprosjektets nordlige og sydlige studieområder.



Figur 2. Bjørnens utbredelse i Norge 2009, basert på genetiske analyser av hår og ekskrementer utført av Bioforsk, Svanhovd (figuren er fra Warttainen m.fl. 2010). Prikkene viser posisjonene til individbestemte hanner (blå prikker) og binner (røde prikker) funnet i Norge i 2009.

I 2008 beregnet bjørneprosjektet antall bjørn i svenske län med større bjørnebestander og i Sverige totalt ved å kombinere de DNA-baserte beregningene med bestandstrenden fra "rovdjursobsen" (se under "Overvåking"). Resultatet av beregningene med 95% konfidensintervall ble: Dalarna (286, 251-337), Gävleborg (529, 352-759), Västernorrland (255, 171-364), Västerbotten (309, 265-401), Jämtland (1009, 878-1151) og Norrbotten (910, 713-1152). Bestanden i Norrbotten ble beregnet på grunnlag av forholdet mellom "rovdjursobsen" og bjørnetettheten funnet ved hjelp av DNA-beregningene i nabolänet Västerbotten. Vi har prøvd denne beregningsmetoden tidligere i Jämtland før vi hadde en DNA-basert beregning der. Da brukte vi forholdet mellom "rovdjursobsen" og bjørnetettheten funnet i Dalarna, Gävleborg og Västernorrland og fikk da et resultat som var statistisk likt den DNA-baserte beregningen som først kom senere. Dessuten var den beregnede størrelsen av bjørnebestanden i Västerbotten i 2009, basert på metoden beskrevet ovenfor, statistisk lik den foreløpige DNA-baserte beregningen for 2009. Vi har derfor også tiltro til våre beregninger for Norrbotten. Den totale bestanden i disse länene i 2008 ble beregnet til 3.298 bjørn (2.968-3.667) som betyr at bestanden i Sverige nå trolig er større enn noen gang i løpet av de siste 200 årene. Det finnes få bjørner sør for de omtalte länene.

Det finnes ingen beregning av det totale antallet bjørn i Norge. Men i 2008 identifiserte Bioforsk 120 ulike individer i Norge, 40 binner og 80 hannbjørner. I 2009 påviste Bioforsk 164 ulike individer i Norge, hvorav 49 binner og 115 hannbjørner. 57% av disse bjørnene var tidligere kjent fra DNA-innsamlinger i Norge. En sammenligning av DNA-prøver fra Det nasjonale overvåkningsprogrammet for rovvilt i Norge og Det skandinaviske bjørneprosjektet

viste at 31 av disse individene fra 2009 var tidligere påvist i Sverige, noe som understreker forbindelsen mellom bjørnene i Norge og nabolandene. Selv om dette er minimumstall, så finnes mange av bjørnene i Norge så nær riksgrensene at de sikkert også tilbringer noen deler av året i nabolandene og er derfor ikke helnorske (se figur 2).

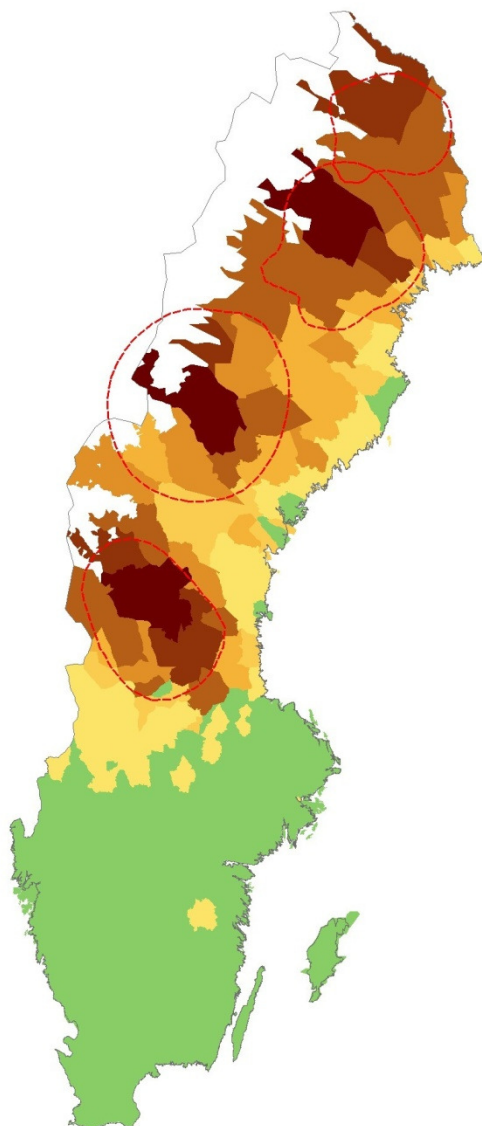
### **Overvåkingsmetoder og politiske målsettinger**

Sverige. Bjørneprosjektet har utarbeidet og vurdert en metode for å overvåke bjørnestammens vekst. Denne metoden, som heter "rovdjursobsen" er en forlengelse av "älgobsen", som tilsvarer "sett-elg" i Norge. Siden 1998 har elgjegere rapportert observerte rovdyr i den første uken av elgjakten samt antall jegere og antall jakttimer i perioden. En vurdering av metoden for bjørn viser at denne indeksen gjenspeiler meget godt bjørnestammens tetthet i området. En begrensning er at forholdet mellom tettheten og indeksen varierer mellom ulike områder i Sverige, kanskje fordi dette forholdet avhenger av skogens tetthet og andre faktorer i landskapet. Dette betyr at indeksen kan brukes til å beregne trender mellom år innenfor ett og samme område og til en viss grad kan den vise relativ tetthet over større områder (figur 3). Denne "rovdjursobsen" anvendes nå som den primære metoden for å overvåke bjørnestammens utvikling i Sverige både på länsnivå og nasjonalt. Bestandstrendene varierer mellom länene fra en stabil bestand opp til en årlig økning på 9,7%. Den nasjonale trenden er beregnet til å være en årlig økning på 4,4%. I tillegg til "rovdjursobsen", er det en målsetting at bjørnebestanden i Sverige overvåkes med gjentatte DNA-baserte beregninger. Frem til nå har dette bare skjedd i Västerbotten (2004 og 2009), men andre län diskuterer å gjøre det samme.

Den politiske målsettingen for bjørn i Sverige ble satt av Riksdagen i 2001 til å være minimum 100 årlige ynglinger, hvilket tilsvarer ca. 1000 individer. Målsettingen for antall individer ble oppdatert av Riksdagen i 2008 til å være på omtrent det daværende nivået nasjonalt, det vil si om lag 3.300 bjørn, men økninger eller reduseringer av bestanden skulle tillates lokalt avhengig av lokale konflikter. Overvåkingen kan tillates å være ganske grov uten å risikere bestandens overlevelse når landet har så mye bjørn.

Norge. Bjørneovervåkingen i Norge består av en formidabel innsats for å samle ekskrementer, hår og vev over hele landet hvert år. DNA fra disse prøvene er analysert av Bioforsk på Svanhovd, som beskrevet ovenfor. Det ble analysert 865 prøver i 2008 og 1.417 i 2009. Resultatene gir et godt bilde av utbredelsen av binner og hanner og et minimum antall bjørneindivider som var i Norge, enten hele eller deler av året. Det er derfor ikke nødvendigvis et minimum antall "helårsbjørn".

Stortinget ble i 2005 enige om et mål på 15 årlige bjørneynglinger i Norge uten en nedre og øvre terskel. Dette relativt lave målet og det faktum at det ikke er et minimumsmål betyr at kravet til nøyaktighet i overvåkingen er mye høyere i Norge enn i Sverige. Et problem med dagens overvåkingsmetode i Norge er at det kun gir et tall for minimum antall binner, mens det politiske målet er uttrykt i antall ynglinger. Fra norsk forskning på 1970- og 1980-tallet vet vi at ukritisk bruk av observasjoner av binner med unger fra publikum kan lede til altfor høye bestandsestimater. Men, på den andre siden ser ikke publikum alle binner med unger som finnes, de kan se binner med ikke ungene, alle observasjoner blir kanskje ikke rapportert, unger kan dø før binner blir sett og det er ofte vanskelig å dokumentere riktigheten i en rapportert observasjon av binner med unger.



Figur 3: Relative tettheter av brunbjørn i Sverige basert på "rovdjursobsen" (antall observasjoner av bjørn per tidsenhet i jaktkretser under den første elgjaktuka, fra Kindberg et al. 2004). Bjørn er rapportert fra de brune områdene og mørkere farver viser høyere tettheter (samme farvenyansen kan representere forskjellige tettheter i forskjellige områder). Det finnes ingen data fra de hvite områdene og de grønne områdene har ingen bjørneobservasjoner. De røde linjene viser de fire binnområdene definert tidligere i bjørneprosjektet.

I 2010 fikk Bjørneprosjektet i oppdrag å utarbeide en metode for å "oversette" antall dokumenterte binner i Norge i et gitt år til et sannsynlig antall ynglinger. Vi utviklet en simuleringsmodell med parametre fra den svenske bjørnestammen som det skandinaviske bjørneprosjektet har studert over lang tid. Modellens formål er å beregne antall og lokalisering av årlige ynglinger ut fra de binnene som er dokumentert i Norge. Binnene er dokumentert fra årlige innsamlinger av genetiske prøver, vanligvis ekskrement- og hårprøver. Bjørnene i Norge finnes i randsonen av bjørnestammene i land med felles grense til Norge. Vi tok høyde for dette og for det faktum at hjemmeområdene til noen binner i Norge ligger delvis utenfor landet. Et viktig aspekt av modellen er derfor å justere for andelen av binnenes hjemmeområder som er utenfor Norge, fordi dette reduserer dobbelttelling av antallet bjørn og ynglinger. Modellen beregnet 4,29 ynglinger (95% C.I.: 1,11-7,96) i Norge i 2008 og 5,73



(2,03-9,89) i 2009, basert på henholdsvis 40 og 49 dokumentert forskjellige binner. Disse tallene ligger langt under de offisielle målene, både på lands- og regionsnivå, også de øvre 95% konfidensgrensene ligger under målene (tabell 1). Det er for øvrig viktig å poengtere at disse tallene er basert på antallet binner som ble registrert i Norge og er ikke basert på antall binner som faktisk finnes i Norge. Vi har testet viktige forutsetninger i modellen med data som ikke ble brukt til å bygge selve modellen og resultatene fra disse testene har gitt oss tillitt til modellen. Modellen er beskrevet i mer detalj i Vedlegget.

Tabell 1. Det beregnede antall årlige ynglinger av brunbjørn i de åtte rovdysregionene samt hele Norge i forhold til de politiske målene. Estimaten er basert på antall dokumenterte binner fra DNA-analyser i Norge i 2008 og 2009 og en modell som estimerer antall ynglinger (se ovenfor og Vedlegget). LKI og ØKI er hhv. lavere og øvre 95% konfidensintervaller.

År	Rovdysregion	Antall dokumenterte binner	Antall ynglinger			
			Mål	Estimatet		
				LKI	Gjennomsnitt	ØKI
2008	Region 1	0	0	-	-	-
	Region 2	0	0	-	-	-
	Region 3	0	0	-	-	-
	Region 4	0	0	-	-	-
	Region 5	6	3	0	0,78	2,46
	Region 6	8	4	0	1,05	2,93
	Region 7	0	2	-	-	-
	Region 8	26	6	0	2,45	5,51
	<b>Hele Norge</b>	<b>40</b>	<b>15</b>	<b>1,11</b>	<b>4,29</b>	<b>7,96</b>
2009	Region 1	0	0	-	-	-
	Region 2	0	0	-	-	-
	Region 3	0	0	-	-	-
	Region 4	0	0	-	-	-
	Region 5	10	3	0	1,39	3,48
	Region 6	16	4	0	2,32	5,14
	Region 7	0	2	-	-	-
	Region 8	23	6	0	2,03	4,75
	<b>Hele Norge</b>	<b>49</b>	<b>15</b>	<b>2,03</b>	<b>5,73</b>	<b>9,89</b>

Selv om det beregnede antallet ynglinger ligger langt under målene for alle regionene og hele Norge samlet, er det mulig å oppnå målene innenfor rimelig tid dersom dødelighet forårsaket av mennesker holdes på et minimumsnivå. I perioden 1985-95 hadde bjørnebestanden i Sverige den høyeste vekstraten som er dokumentert for brunbjørn i verden, med 16% årlig økning i sør og 14% i nord. Dette var en periode med svært lav avskyting i Sverige, bare 25-50 ble skutt årlig i hele landet, mot 281 i 2010. Man kan legge disse vekstratene til grunn for å beregne den absolutt korteste tiden som ville kreves for å oppnå målene med utgangspunkt i dagens nivå (tabell 2). Resultatene viser at måloppnåelse er mulig innen 7-8 år i alle regionene og landet som helhet, bortsett fra i Region 7. Disse beregningene forutsetter en lavest mulig avskyting, sannsynligvis også i nærliggende områder i nabolandene. Beregningene tar ikke hensyn til innvandring fra nabolandene. År til måloppnåelse i tabell 2 kan derfor i realiteten være kortere fordi vi forventer fortsatt innvandring fra nabolandene.

Tabell 2. Antall år det ville ta før de politiske målene for yngling av bjørn er oppnådd i forvaltningsregionene for rovvilt og hele Norge samlet, gitt maksimal tilvekst i bjørnestammen, d.v.s. med minimal dødelighet forårsaket av mennesker. Det er ikke tatt hensyn til innvandring fra nabolandene.

Område	2009 nivå	Mål	År til måloppnåelse	
			16% årlig vekst	14% årlig vekst
Region 5	1,39	3	5	6
Region 6	2,32	4	4	4
Region 7	0	2	-	-
Region 8	2,03	6	8	9
Region 8	2,46 (2008 nivå)	6	6	7
Norge	5,73	15	7	8

## KJENNETEGN

Den skandinaviske brunbjørnen er lett gjenkjennelig og kan vanskelig forveksles med noe annet dyr. Kroppen er 130-250 cm lang og grovt bygget, med kraftige bein og hals og med en tydelig pukkel over skulderen. Hodet er bredt med små og runde ører. Øynene er små, relativt tett plassert og rettet forover.

Voksne binner veier 60-200 kg og hanner 100-315 kg. Denne store variasjonen mellom individ av samme kjønn og det samtidig store overlappet i størrelse mellom kjønnene gjør det praktisk talt umulig å skille en hanne fra en ensom binne i felt. Fargen varierer fra lys grågul til nesten svart, men de fleste bjørnene er brune. Bjørneunger har ofte en tydelig lys krage.

Bjørnen er en sålegjenger og går med tærne vridd litt innover. Den har fem tær på hver fot med lange og buede klør. Bakfoten gir et avtrykk som ligner på foten til et menneske, mens framfotens avtrykk er bredere og kortere. Størrelsen på foten varierer mye i forhold til kroppens størrelse slik at det er vanskelig å fastslå bjørnens størrelse utfra fotavtrykkets størrelse. Men en generell regel er at et fotavtrykk som er <7 cm bredt mest sannsynlig kommer fra en årsunge og et som er >13 cm mest sannsynlig kommer fra en voksen hannbjørn.

## ERNÆRING

Brunbjørnen er en alteter. Den får mesteparten av inntatt energi fra bær, maur og elg (spesielt kalver), men spiser også urter og gress. Totalt sett dominerer plantekost i dietten, og bær er den viktigste komponenten i det årlige energioptaket. Bær er først og fremst viktig om høsten for å bygge opp fettreserver. Under vintersøvn, som varer 6-7 måneder, overlever bjørnen kun på fettreservene som ble bygget opp i løpet av sommeren og høsten. Når bjørnen forlater hiet om våren er en stor del av disse fettreservene borte. Hanner er vanligvis relativt fetere om våren enn binner.

Om våren trenger bjørnen føde som heller kan bygge opp igjen kroppens muskelmasse enn å fornye fettreservene. Derfor dominerer proteinrik føde om våren og forsommeren. Den består hovedsakelig av maur, noe som er spesielt for brunbjørnen i Skandinavia. Bjørneprosjektet har undersøkt bjørnens diett ved å analysere ekskrementer. Tidlig på våren foretrekker bjørnen skogsmaur og viser preferanse for visse arter, som artskomplekset *Formica aquilonia/polycтена* som bygger større tuer og er foretrukket fremfor *F. exsecta* og *F. lugubris*. Senere på våren og sommeren dominerer stokkmaur (*Camponotus herculeanus*) i

dietten. Stokkmaur har 71% høyere fettinnhold og inneholder halvparten så mye fiber som skogsmaur, noe som gjør dem lettere å fordøye. I tillegg har stokkmaur mindre maursyre. Stokkmaur er imidlertid vanskeligere å få tak i enn skogsmaur fordi de finnes inne i ved, hovedsakelig døde stokker og stubber, og koloniene er mindre enn skogsmaurkolonier. Dessuten er stokkmaur utilgjengelig tidlig på våren fordi de overvintret under jorden og kommer opp over bakken senere enn skogsmaur. Stokkmaurens tilgjengelighet i boreale skoger er derfor vanligvis mindre enn tilgjengeligheten av skogsmaur.

Ekskrementanalyser i Bjørneprosjektets sydlige studieområde (figur 1) viser at henholdsvis 12, 16 og 4% av ekskrementenes volum under vår, sommer og høst består av maur. Maur er anslått til å utgjøre 20% av det totale årlige energiinntaket til bjørnen. Det er sannsynlig at maur har stor betydningen for bjørnens ernæring under vår og sommer fordi det er lite annen proteinrik føde tilgjengelig. Beregninger viser at mengden tilgjengelig maurbiomasse i dette området er ca 9,6 kg/ha, tilsvarende 30,5-38,5 tonn per bjørn, hvilket er tre ganger mer enn elgens samlede (både kalv og voksne) biomasse i samme området.

Elg—og spesielt elgkalv—er en meget viktig del av bjørnens diett om våren og forsommeren. Bjørnen er ikke en effektiv predator på voksne elger, men spiser gjerne dyr som døde under vinteren samt rester av slaktavfall fra høstens elgjakt. Når bjørnen tar voksen elg er det fortrinnsvis spesielt utsatte elger, f. eks. elg som er svekket etter en lang vinter, elg som bjørnen finner i dyp snø med skare som bærer bjørnen eller elgkyr mens de føder. Åringer er mer utsatt for bjørnepredasjon enn eldre elger, og kyr er mer utsatt enn okser. Den fødemessige betydningen av voksen elg øker fra sør mot nord i Skandinavia. Derimot er det lettere for bjørnen å fange kalver, og fra midten av mai til slutten av juni utgjør elgkalv en viktig næringskilde. I Bjørneprosjektets sydlige studieområde tar hver bjørn eldre enn to år anslagsvis 6,5 elgkalver pr år. Av disse kalvene blir 93% tatt i løpet av de fire første ukene etter fødselen, og totalt tar bjørnene omtrent 25% av alle elgkalvene som blir født i området. Totalt utgjør elg ca. 14-30% av bjørnens årlige energiinntak. I reindriftsområder tar bjørnen også reinkalver og voksen rein. Pågående forskning i Bjørneprosjektet skal dokumentere omfanget av denne predasjonen.

Under sensommeren og høsten er bærene blitt modne og utnyttes i stor grad av bjørnen som må bygge opp fettreserver til vinteren. Bær inneholder kaloririke kullhydrater som lett omdannes til fett. Bjørnen foretrekker i prioritert rekkefølge blåbær (*Vaccinium myrtillus*), krekling (*Empetrum* spp.) og tyttebær (*V. vitis-idaea*). En bjørn kan spise opp til en tredjedel av sin egen vekt på én dag, noe som tilsvarer ca 20.000 kalorier for en voksen bjørn. Bær utgjør ca 45% av bjørnens årlige energiinntak i Sverige.

Situasjonen er annerledes i Norge. En studie i Nord-Trøndelag viste at bare 6-17% av det årlige energi-inntaket består av bær og hele 65-87% av klovdyr (hovedsakelig sau). Dette illustrerer hvor viktig tilgjengeligheten av de ulike fødeemnene er for bjørnens fødevalg. Frittgående sauer er det relativt lett for bjørnen å drepe, og dyrefett kan lettere omdannes til fettreserver enn bær. Slik sett er det ikke overraskende at bjørnen foretrekker sau, og spesielt de feteste delene på sauen, fremfor bær. Det finnes nesten ikke frittgående sau innenfor bjørnens utbredelsesområde i Sverige.

## **ATFERD**

### **Hjemmeområder**

Selv om Bjørnprosjektet har dokumentert noen former for revirhevdende atferd hos binner, har brunbjørn som regel ikke revir som de forsvarer, men bruker heller noe vi kaller hjemmeområder. Et hjemmeområde er det området hvor bjørnen lever, henter sine ressurser og utfører sine biologiske og økologiske funksjoner, (dvs. fødesøk, reproduksjon, osv.). Bjørners hjemmeområder overlapper ofte med andre bjørners hjemmeområder.

Hjemmeområdene varierer mye i størrelse—for voksne hanner 250-8.300 km<sup>2</sup> (gjennomsnittlig 1.088 km<sup>2</sup> i sør og 833 km<sup>2</sup> i nord), ensomme voksne binner 80-1.000 km<sup>2</sup> (gjennomsnittlig 217 km<sup>2</sup> i sør og 280 km<sup>2</sup> i nord) og binner med årsunger 20-480 km<sup>2</sup> (gjennomsnittlig 124 km<sup>2</sup> i sør og 137 km<sup>2</sup> i nord). Hannenes hjemmeområder er større enn binneres sett i forhold til kroppsstørrelse, noe som tyder på at parringsystemet påvirker størrelsen på hannenes hjemmeområder mer enn næringsbehovet. Disse hjemmeområdene er mye større enn de som er rapportert fra Sør-Europa, men tilsvarende hjemmeområdene i boreale skoger i Nord-Amerika. Hjemmeområdestørrelsen øker med minskende bestandstetthet hos både voksne og ikke-kjønnsmodne bjørner. Hjemmeområdene til ikke-kjønnsmodne bjørner er mindre i sør enn i nord, mindre for binner enn hannbjørner, mindre for bjørner med mindre kroppsstørrelse og mindre i områder med høyere bestandstetthet. Ikke-kjønnsmodne bjørner har hjemmeområder på ca 280 km<sup>2</sup> for hanner og 150 km<sup>2</sup> for binner i nord og 80-90 km<sup>2</sup> for både hanner og binner i sør. Disse gjelder unge hanner som ikke er på utvandring.

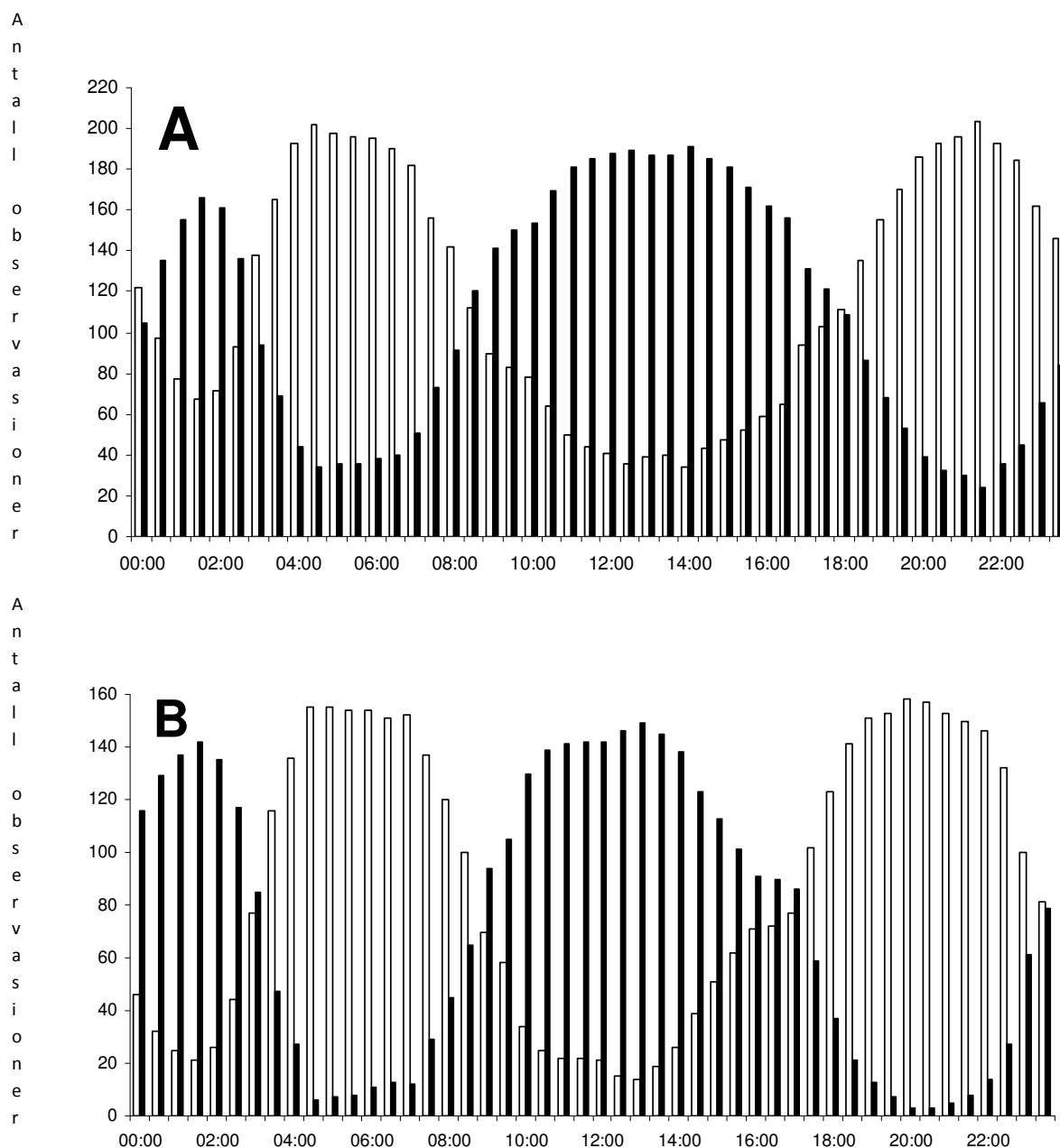
Brunbjørnen har et polygamtt parringssystem der hannene parrer seg med flere binner og binnerne med flere hanner. Både hanner og brunstige binner øker hjemmeområdets størrelse i brunsttiden, sannsynligvis for å få adgang til flere partnere, men reduserer hjemmeområdets størrelse igjen etter brunsttiden. Binner med årsunger viser motsatt mønster. De har meget små hjemmeområder under brunsttiden og øker størrelsen til en normal størrelse for binner etter at brunsttiden er over. Vi antar at dette er en strategi for å minske sannsynligheten for å møte voksne hanner som kan være en trussel mot ungene.

### **Døgnrytme**

Bjørnens døgnrytme viser to aktive og to inaktive perioder i løpet av døgnet (figur 4). De er aktive tidlig på morgenen og sent på kvelden. Den relative fordelingen mellom perioder av aktivitet og hvile, og når på døgnet de forekommer, varierer gjennom året. Etter at bjørnen har gått ut av hiet er den ganske inaktiv med lange hvileperioder. De korte aktive periodene forekommer da hovedsakelig på dagtid. Senere på våren har bjørnen to tydelige aktivitetsperioder, tidlig og sent på dagen, og en noe lengre hvileperiode midt på dagen. Brunsttiden er bjørnenes mest aktive tid på året og sammenfaller med elgens kalvingsperiode. Det er også da døgnrytmen er på sitt tydeligste. Bjørnene hviler da i 2-3 timer etter midnatt og omtrentlig mellom kl. 09-18 på dagen. Etter brunsttiden er bjørnene på søk etter bær for å bygge opp fettlagre for vintersøvn. Da har de lengre hvileperioder på natten og er mer aktive på dagtid. Dette mønsteret fortsetter til aktiviteten reduseres innen de går i hi.

### **Habitatvalg**

De fleste bjørnene i Skandinavia finnes i den boreale skogen. Bjørnprosjektet har foretatt en del studier av bjørnens habitatvalg i det sydlige studieområdet.



Figur 4. Aktivitetsmønstre til brunbjørnbinner i Bjørneprosjektets sydlige studieområde (A) i brunsttiden (våren—forsommeren) og (B) i bærtiden (ettersommeren—høsten). Svarte stolper viser inaktive perioder og hvite stolper viser aktive perioder basert på aktivitetssensorer i GPS-halsbånd (Moe et al, 2005).

I brunsttiden velger bjørner hogstflater, ungskog, blandingsskog, kortvokst barskog samt bevoskt myrmark. I bærtiden velger de ungskog, kortvoskt barskog og blandingsskog samtidig som de unngår hogstflater, myrer og glissen barskog. Mest sannsynlig gjenspeiler habitatvalget hvor de viktigste fødeemnene er mest tilgjengelige i disse periodene. Habitatvalg varierer naturligvis mellom hvileperioder og aktive perioder, da bjørnene søker skjul mens de hviler, og mat mens de er aktive.

Generelt velger bjørner hvilehabitater med relativt tett vegetasjon og lite innsyn. Blant binnene varierer valg av hvilehabitater med reproduktiv status. Binner med årsunger velger overraskende nok habitater med mer åpen vegetasjon enn enslige binner. Disse habitatene

inneholder ofte høyvokst og glissen skog med større innslag av høye furutrær enn gran og løvtrær. Vi antar at dette habitatvalget er en strategi for å unngå ungedrap fra hannbjørner siden ungene kan klatre opp i de store furutrærne for å komme unna hannene. Denne forskjellen i habitatvalg mellom binner med og uten årsunger forsvinner etter brunsttiden da faren for ungedrap er over.

På en større skala foretrekker bjørner av begge kjønn ulendt skogsterreng fremfor flatere skogsterreng og myrer. Ulendte skogsområder kan tilby mer ressurser som er attraktive for bjørnen enn de andre habitatene, f.eks. i form av hiplasser og føde. I tillegg er slikt terreng troligvis sjeldnere besøkt av mennesker, og er derfor tryggere for bjørnen. Det finnes ytterligere indikasjoner på at bjørnens habitatvalg er påvirket av menneskelig aktivitet, og dette er beskrevet senere i "Forholdet mellom bjørner og mennesker"

### **Vintersøvn og opphold i hiet**

Om vinteren er bjørnens fødetilgang praktisk talt ikke-eksisterende. Man antar at dette er hovedgrunnen til at bjørnen går i vintersøvn eller dvale. Vintersøvnen kan vare 6-7 måneder og er en krevende tid for bjørnen som viser store fysiologiske tilpassninger til å takle dette. Bjørnens vintersøvn viser trekk av både en dyp søvn og dvale (hibernerings). Det er mulig at bjørnens størrelse hindrer den i å kunne gå inn i dyp dvaletilstand. På grunn av dette er en bjørn i vintersøvn klar over hva som skjer i omgivelsene.

Før bjørnen går i hi slutter den å spise og drikke, kanskje for å "tømme systemet" som en forberedelse til vintersøvnen. Bjørnen verken spiser eller drikker under vintersøvnen og produserer hverken urin eller ekskrementer. Fettreservene som ble dannet under sensommeren og høsten svarer for alle energibehov til grunnleggende stoffskiftereaksjoner i kroppen. Den metabolske aktiviteten er redusert med nesten 70% for å spare energi. Hjertefrekvensen og temperaturen reduseres, men mens dyr i ekte dvale ofte senker kroppstemperaturen ned mot 0° C holder bjørnen en temperatur på 33-35 grader. Dette krever åpenbart relativt mye energi, og bjørnene mister ca 22% (hanner) og 40% (binner) av høstvekten i løpet av vinteren, og noen ganger mye mer. En to år gammel binne i Nord-Sverige mistet 53% av kroppsvekten under vinteren. Vekttapet er vanligvis 300-400 g daglig. Flere fysiologiske tilpasninger forhindrer at bjørnen forgiftes av avfallsproduktene som produseres og akkumuleres i kroppen under vintersøvnen. I tillegg har bjørnene tilpasninger som hindrer at beinskjørhet, blodpropper og muskelsvinn oppstår. Om vi forstod mekanismene bak disse tilpasningene kunne det ha stor betydning for medisinsk behandling av mennesker med disse lidelsene. Bjørner har forsinket fosterutvikling (se "Reproduksjon") der de befruktete eggene fester seg til livmorveggen omtrent når de drektige binnene går i hi. Fosteret utvikles og ungene blir født i hiet midt på vinteren. Dette legger ytterligere press på moren i form av økt energiforbruk. Å føde ungene mens de er veldig små (300-500 g) antas å kreve mindre energi enn å la fostrene utvikle seg videre i livmoren og føde dem senere på våren. Men den viktigste grunnen til at ungene er født så små er at fostrene også produserer avfallsstoffer. Disse er det vanskelig for moren å håndtere fordi hun selv ikke urinerer. Ved å føde små unger som dier under vintersøvnen unnslipper moren disse fysiologiske problemene samtidig som hun reduserer energikostnaden. Ungene dier mens moren sover. Ungene viser forøvrig normal fysisk og fysiologisk aktivitet og sover ikke mer enn andre nyfødte pattedyrunger. Dessuten kvitter de seg med avfallsprodukter gjennom ekskrementer og urin.

Fordi bjørnene er i hiet en stor del av året er det viktig å forstå faktorene som påvirker dem når de går i hi, hvor lenge de er i vintersøvn og når de kommer ut av hiet. Vinteren er

vanligvis lang i Skandinavia med snødekke over lange perioder. Dette begrenser ytterligere fødetilgangen for mange dyr, og spesielt bjørnen. Både første snøfall og den reduserte fødetilgangen innen snøen kommer er derfor foreslått å bidra til å bestemme når bjørnen går i hi. Det første snøfallet synes å ha størst innflytelse, fordi de fleste bjørnene går i hi i forbindelse med dette. Når snøen kommer usedvanlig sent går bjørnene imidlertid i hi før det første snøfallet, noe som tyder på at andre faktorer også påvirker dette. Dette gjør at mange bjørner i det samme området går i hi omtrent samtidig (tabell 3). Unntaket er drektige binner, som går i hi tidligere enn andre binner, selv om det er mye overlapp i datoene mellom gruppene. Bjørner i Nord-Skandinavia går i hi tidligere enn bjørner i Sør-Skandinavia, sannsynligvis fordi det er lengre vintre i nord.

Tabell 3. Datoene for når brunbjørn går i hi og forlater hiet i Bjørneprosjektets studieområder i sør (Dalarana, Gävleborg, Hedmark) og nord (Norrbotten) i Skandinavia (se figur 1). Drektige binner går i hi uten unger, men kommer ut med årsunger. Binner med årsunger kommer ut med to år gamle unger. Data fra Friebe et al. (2001) og Manchi og Swenson (2005).

Område og Kategori	Går i hi			Forlater hiet		
	Gjennomsnitt	Ytterpunktene	N	Gjennomsnitt	Ytterpunktene	N
<b>Sør</b>						
-Hanner	27.10	5.10 – 18.11	77	4.4	6.3 – 25.4	65
-Drektige binner	22.10	28.9 - 15.11	70	7.5	5.4 – 14.6	59
-Binner med årsunger	2.11	11.10 – 20.11	38	12.4	6.3 – 23.5	35
-Unge binner	30.10	14.10 – 20.11	36	14.4	6.3 – 18.5	55
<b>Nord</b>						
-Hanner	8.10	24.9 – 18.10	15	1.5	27.4 – 8.5	12
-Binner	9.10	14.9 – 27.10	50	10.5	7.4 – 1.6	29

Snøsmeltingen påvirker ikke datoen for når bjørnene forlater hiet, men de forlater hiet senere i Nord-Skandinavia enn i sør. Binner med årsunger kommer ut av hiet i gjennomsnitt 24 dager senere enn andre binner, og de forlater sjelden hiet før snøen er borte. I sør forlater hannbjørnene hiet i gjennomsnitt 17 dager før binnene, men i nord er det ingen signifikant forskjell. Årsaken til den statistiske forskjellen mellom hannbjørner og binner i sør er at mange binner forlater hiet sent, fordi datoen for når den første hannbjørnen og binna forlater hiet er faktisk lik (tabell 3). Det er derfor ikke mulig å sette en dato som vil sikre at bare hannbjørner er ute av hiet selv om andelen hannbjørner vil være høyere tidlig på våren.

Alle radiomerkede bjørner i Skandinavia har gått i hi, men det fins rapporter om hannbjørner og binner med unger som ikke har gått i hi i Kroatia og Spania. Det er mulig at bjørnene der kan finne nok mat f. eks. i visse år med mye bokenøtter under de korte og snøfattige vinterene i Sør-Europa.

Bjørner av begge kjønn besøker flere ganger i løpet av sommeren området hvor de senere kommer til å grave hiet sitt, noe som tyder på at de velger hiet på forhånd. Hiet ligger vanligvis sentralt i bjørnens hjemmeområde og fortrinnsvis omtrent i det samme området som bjørnen tidligere har gravd hi. Seks uker før bjørnene går i hi reduserer de sine daglige vandring. Omtrent to uker før de går i hi reduserer bjørnene bevegelsene enda mer. Det tar

ikke lang tid for bjørnen å sette i stand hiet, og den går ofte i hi for vintersøvn bare et par dager etter at hiet er klart.

Den vanligste hitypen i Skandinavia, i hvert fall i sør, er utgravde utdødde maurtuer. De er vanlige i våre nordiske skoger og isolerer effektivt mot kulde. Disse tuene er vanligvis dekket med bærris som hjelper til med å stabilisere hiet. Bjørner bruker også hi i fjellsprekker eller huler, og mellom eller under steinblokker. I mer sjeldne tilfeller bruker de åpne hi, som kan kalles "kurvhi". Her blir grener, ris og mose samlet sammen for å danne noe som ligner et stort reir. "Kurvhi" og andre åpne hi er sjeldne og brukes hovedsakelig av hannbjørner. Hannbjørner som overvintre i åpne hi tilbringer nesten en måned mindre i vintersøvn enn andre hanner. I alle typer hi lager bjørnene en seng som består av tregrener, kvister, mose og bærris.

En forstyrrelse som fører til at bjørnen våkner og bytter hi kan være kostbart for bjørnen fordi den må velge en ny plass og forberede et nytt hi i et kaldt og snødekt terreng. Om lag 9% av bjørnene i Mellom-Sverige bytter hi i løpet av vinteren. Minst 67% av disse forlot sitt første hi etter å ha blitt forstyrret av menneskelig aktivitet, slik som jakt (spesielt løshundjakt), skogbruksaktivitet, skigåing, og hund eller menneske ved hiet. Menneskelig aktivitet kan ha forårsaket flere tilfeller av bytting av hi enn de som Bjørneprosjektet har dokumentert, men på flere hi plasser hadde drivsnø dekket over eventuelle spor og vi kunne dermed ikke fastslå grunnen til hi byttet. I 95% av tilfellene ble hiene forlatt tidlig på vinteren. Hvorvidt dette betyr at bjørn er lettere å forstyrre tidlig på vinteren, eller at det er mindre menneskelig aktivitet som kan forstyrre bjørnene senere på vinteren, gjenstår å se. En bjørn som blir forstyrret tidlig på våren forlater ofte hiet uten å finne et nytt hi. Vanligvis velger bjørner hi plasser minst 2 km fra nærmeste infrastruktur med regelmessig menneskelig aktivitet, slik som åpne veier, bebyggelse osv. Infrastruktur med lavintensiv menneskelig aktivitet blir tolerert i opptil 1 km fra hiet. Mange bjørner forlater hiet hvis det er menneskelig aktivitet innenfor 200 meters avstand.

Bjørner som forlater hiet taper mer vekt enn bjørner som blir i samme hi, hvilket tyder på at det å forlate hiet forårsaker et stort energitap. Dette kan påvirke bjørnens fysiske tilstand når den så forlater hiet på våren, og dette kan også påvirke forplantingen. 60% av drektige binner som hadde byttet hi i løpet av vinteren i vårt sydlige studieområde kom ut om våren uten unger, sammenlignet med bare 6% av de som ikke hadde byttet hi.

Det er vanskelig å påvirke graden av menneskelig aktivitet rundt hiområder, og det kan være vanskelig å vite hvor hiområdene er fra år til år. Det viser seg imidlertid at det er visse områder hvor det er relativt tett mellom hiene og hvor bjørner kommer tilbake år etter år. Om disse områdene er kjent kan det være enklere å redusere menneskelig aktivitet i området. Dette har åpenbare fordeler for bjørnene, men siden flere mennesker er blitt skadet av bjørn ved hiet kan det også være fordelaktig for mennesker. Å redusere menneskelig aktivitet i kjente hiområder er derfor en mulig måte å unngå potensielt alvorlige konflikter mellom bjørner og mennesker.

### **Utvandring**

Den skandinaviske bjørnebestanden vokser i antall og utbredelse, og utvandring er mekanismen som fører til økt geografisk utbredelse. Utvandring, dvs. å forlate morens hjemmeområde, er en meget viktig faktor innen populasjonsbiologi, og hos pattedyr er det unge hanner som utvandrer oftest og lengst. Dette er situasjonen også for bjørn.



Bjørneprosjektet har dokumentert at hanner vanligvis utvandrer når de er 2 år gamle og at henholdsvis 81% og 92% av hannene utvandrer i vårt nordlige og sydlige studieområde. Hannene utvandret gjennomsnittlig 108 km og maksimumsavstanden var 467 km. Binnene derimot er mer hjemmekjære. De utvandrer vanligvis når de er 3 år gamle og bare henholdsvis 32% og 46% forlater morens hjemmeområde for å etablere eget hjemmeområde i vårt nordlige og sydlige studieområde. Den gjennomsnittlige utvandningsavstanden blant de som utvandret var bare 16 km og maksimumsavstanden var 90 km. Høy tetthet kan hemme sannsynligheten for utvandring. Bjørneprosjektet har dokumentert et negativt forhold mellom bjørnetetthet og sannsynlighet for både utvandring og utvandningsavstand. Spesielt for binner tyder dette på at en høy tetthet fungerer som et ”sosialt gjerde” som hindrer unge binner fra å utvandre.

### **Sosial organisering hos binner**

Utvandringsmønsteret som er beskrevet ovenfor innebærer at de fleste unge binner etablerer sine hjemmeområder delvis innenfor sine mødres hjemmeområder, spesielt i områder med tett bjørnebestand. I samsvar med dette har Bjørneprosjektet gjennom DNA-analyser dokumentert at slektskapet mellom binner minsker med økende avstand. Det finnes ingen slike mønster hos hanner. Dessuten er graden av overlapp mellom binnenes hjemmeområder avhengig av hvor nær beslektet binnene er, og mellom ubeslektede binner finnes liten eller ingen overlapp. Dette betyr at beslektede binner danner et ”matriarkat”, et slags felles revir mellom beslektede binner, som de forsvarer mot ikke-beslektede binner. Derfor dannes en romlig struktur der flere generasjoner av relaterte binner deler samme område, med varierende grad av overlapp mellom individuelle hjemmeområder. Det er mulig at dette kan lede til store variasjoner i tettheten av binner i landskapet, med lavere lokale tettheter hvor binnene er mindre beslektet.

Det kan være fordelaktig for en ung binne å etablere seg i et kjent område med beslektede binner. Vi har dokumentert at det er en konkurranse om å få vokse opp nær moren (filopatri), slik at den største av to kull søstre er den som har den største sannsynligheten for å etablere seg innenfor morens hjemmeområde. Men det finnes også ulemper. Vi har dokumentert at binner som blir hos moren får sitt første unge kull ett år senere enn de som utvandrer. Dette tyder på en reproduktiv undertrykkelse hos binner som deler hjemmeområdet med beslektede individer.

### **Parringssystem**

Som nevnt tidligere har brunbjørnen et polygamt parringssystem der hannene parrer seg med mange binner og binnene med mange hanner. Det er mulig at binnene parrer seg med mange hanner for å beskytte ungene mot infanticid (ungedrap, beskrevet nærmere under ”Dødelighet”) fordi hannene ikke dreper sine egne unger, og at moren således kan skjule farskapet ved å parre seg med mange. En annen grunn kan være for å fremme spermiekonkurranse, dvs. at konkurransen om farskapet foregår mellom individuelle sædceller fra flere hanner.

Om infanticid er en viktig dødelighetsfaktor for ungene bør mødrene i teorien parre seg med så mange av hannbjørnene i nærheten som mulig, for å få dem til å tro at de kan være faren og at de dermed ikke dreper ungene. Man skulle forvente mange kull med delt farskap med dette parringssystemet siden binner kan parre seg med flere hanner i rask rekkefølge. Bjørneprosjektet har også dokumentert dette, og delt farskap forekommer i 14% av kullene med >2 unger og 28% av kullene med >3 unger. Men, dette blir også et dilemma for binner

siden hun også helst bør velge den beste hannen blant alle de hun parrer seg med. Bjørneprosjektet har dokumentert at fedrene fortrinnsvis er de som er geografisk nærmere binnene, som forventet, men også de som er størst, har høyere genetisk variasjon samt er mindre innavlet. For å forklare dette resultatet foreslår vi som et alternativ/tillegg til teorien om spermiekonkurranse at binner kan velge farskap under eller etter parringsakten. Dette er fysiologisk mulig ettersom parringsakten inducerer eggøsning hos brunbjørn.

Bjørneprosjektet har også sett på faktorene som påvirker hannenes reproduksjon. Hannene som produserte størst antall unger var større, eldre, hadde høyere genetisk variasjon samt var mindre innavlet. Vi har dokumentert at unge hanner hadde høyere reproduksjonssuksess i vårt nordlige studieområde hvor det fantes færre eldre hanner, sannsynligvis p.g.a. ulovlig jakt. Blant disse yngre hannene var de større mer fremgangsrike.

Brunsttiden begynner i midten av mai og varer til begynnelsen av juli, og både brunstige binner og hanner beveger seg over lange avstander for å finne partnere. Ettersom binner ikke utvandrer langt, og bjørner kan bli gamle, er det mulig at en eldre hannbjørn kan parre seg med sine døtre. Våre resultater viser at dette i sjelden grad skjer. Bare om lag 2% av ungene er et produkt av en incestuøs parring.

## **REPRODUKSJON**

### **Drektighetsperiode**

Brunsttiden varer fra mai til juli, og ungene er født fra sent i desember til tidlig i januar. Ved fødselen veier ungene bare 250-600 g. Dette er ekstremt lite i forhold til det som er vanlig for et så stort pattedyr. Grunnen er at drektighetsperioden egentlig er mye kortere enn de 6 månedene fra brunst til fødsel. Etter en vellykket befruktning deler det befruktete egget seg frem til et tidlig fosterstadium som kalles en blastocyst før utviklingen deretter stopper opp. Binnen bærer siden denne blastocysten flytende løs i livmoren. Før fosteret kan utvikles videre må det ha tilgang til næring fra moren, noe som skjer etter at det fester seg til livmorsveggen (implantasjon). Dette skjer omtrent når binnen går i hi. Den faktiske drektighetsperioden er dermed bare fra slutten av oktober til desember/januar.

### **Kullstørrelse og intervall mellom kullene**

Binner føder en til fire unger per kull, men hele fem unger i kullet er dokumentert i russiske Karelen. Ungene går sammen med moren det første året og deler hiet med henne den påfølgende vinteren. De fleste ungene forlater moren sin under brunsttiden når de er 1,5 år gamle, dvs. en måned eller to etter at familien er kommet ut av hiet. I vårt nordlige studieområde blir derimot en stor del av ungene (ca 50%) hos moren frem til de er 2,5 år gamle, og i ett tilfelle ble ungene hos moren til de var 3,5 år gamle. I vårt sydlige studieområde forlater de aller fleste ungene moren når de er 1,5 år gamle, men trenden er nå at flere unger blir med moren frem til de er 2,5 år gamle. Vi vet ikke hvorfor dette skjer, men det kan være en effekt av økt tetthet. Uansett er dette svært viktig for bestandsdynamikken fordi intervallet mellom kullene blir forlenget når ungene blir med moren en lengre tid, og bestandstilveksten blir dermed lavere.

Ungene forlater i de aller fleste tilfeller moren i brunsttiden og separasjonen skjer ofte i nærvær av en voksen hanne. Alt tyder på at det er moren som velger å avslutte samværet med ungene når hun er klar til å parre seg igjen. Binnene kan oppnå et maksimalt antall kull ved å

separere seg fra ungene når de er 1,5 år gamle, hvilket tilsvarer én fødsel hvert annet år. Å la ungene bli ytterligere et år er derfor det samme som et tapt reproduksjonstilfelle.

Bjørneprosjektet har forsket på hvorfor en binne da skulle velge å beholde ungene lengre enn 1,5 år. Vi har funnet at binnene beholder ettåringer som er små. Ettåringer som blir værende hos moren vokser forttere enn de som ikke er sammen med moren. Ved 2,5 års alder er de to gruppene omtrent like store. Dette mønsteret er mest tydelig for kull med to unger. Små ettåringer har generelt lavere overlevelse enn større ettåringer, så det er mulig at moren heller øker sin reproduksjonsinnsats, ved å forsørge små ettåringer ytterligere ett år, enn å forlate dem og få frem et nytt kull ett år tidligere.

### **Alder ved første og siste kull**

Hos villlevende brunbjørn er den tidligste dokumenterte alder ved første fødsel 3 år, men dette var i Østerrike og Kroatia. I Skandinavia skjer den første fødselen tidligst ved en alder av 4 eller 5 år. Her er det imidlertid forskjeller mellom våre nordlige og sydlige studieområder. I nord skjer den første fødselen ved en alder av 5-7 år (gjennomsnitt 5,3 år) mens tilsvarende alder i sør er 4-6 år (gjennomsnitt 4,7 år). Førstefødende mødre har færre unger, ungene har høyere dødelighet og de er lettere som ettåringer sammenlignet med unger til mødre som har født unger tidligere. Det er ingen forskjell i kullintervall mellom førstefødende og erfarne mødre. Ungedødelighet frem til brunsttiden er høyere etter et år med dårlig fødetilgang. Under brunsttiden er dødeligheten høyere etter at voksne hanner har blitt felt i området 1,5 år tidligere, noe som vi fra før vet er korrelert med infanticid. Høy bjørnetetthet er også forbundet med høyere ungedødelighet hos førstefødende binner.

Binnenenes sannsynlighet for å produsere kull er størst i alderen 9-20 år, basert på en verdensomfattende studie hvor Bjørneprosjektet deltok. Binnenenes produktivitet begynner å minske etter de blir 20 år gamle og fra 28 års alder slutter de å få unger. Ettersom bjørn kan leve i over 30 år i vill tilstand, og over 40 år i fangenskap, har de et kort postreproduktivt liv. Derimot er det svært sjelden at bjørnen lever frem til en slik høy alder i bestander med høyt jakttrykk.

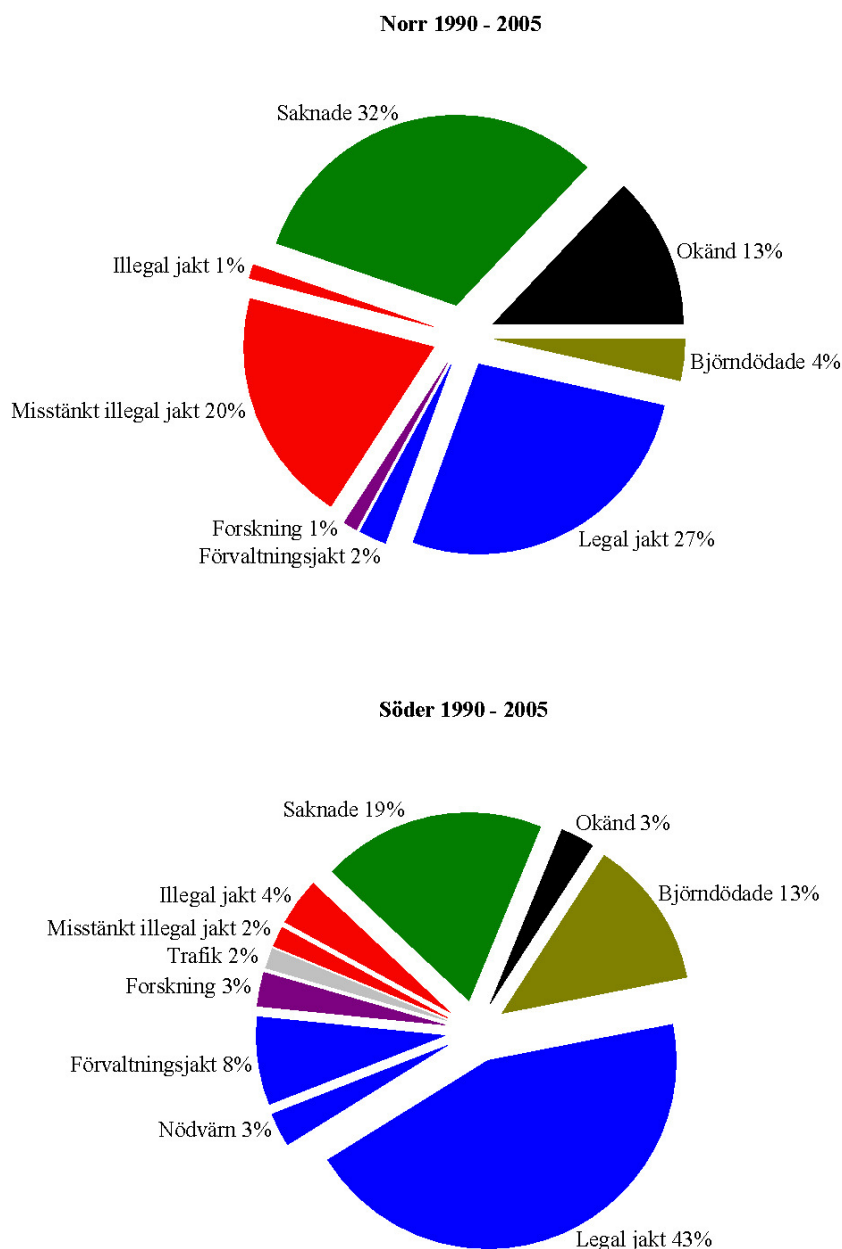
## **DØDELIGHET**

### **Dødsårsaker**

Den eneste naturlige dødsårsaken som vi har registrert blant våre radiomerkede bjørner er at bjørner dreper andre bjørner. Av 295 radiomerkede bjørner som har dødt i løpet av Bjørneprosjektets studier har ikke en eneste bjørn blitt funnet død av sykdom. Derimot ble 32 bjørner drept av andre bjørner (figur 5). De alle fleste av disse var ikke-kjønnsmodne bjørner, dvs. ettårige binner eller hannbjørner i aldersgruppen 1-3 år. I tillegg har årsunger en dødelighet på ca. 40-50%. Størsteparten av ungedødelighet er forårsaket av andre bjørner, og da først og fremst voksne hannbjørner.

Mennesker utgjør den største dødsårsaken for radiomerkede bjørner. Fra 1990 til 2005 skyldtes 140 av totalt 180 dødsfall (78%) hos radiomerkede bjørner menneskelig innvirkning (figur 5). Forholdet blir ikke annerledes hvis vi legger til nyere data (240 av 295 dødsfall, dvs. 81%, i perioden 1984-2010). Jakt er en stadig økende dødsfaktor i Sverige, og Bjørneprosjektet har dokumentert at en økning i jaktkvote leder til en tilsvarende økning i dødelighet. Dette betyr at jakt utgjør en tilleggsdødelighet og dermed ikke kompenseres av lavere dødelighet av andre årsaker. Våre resultater indikerer at ulovlig jakt er en viktigere

faktor i vårt nordlige studieområde (21% dokumentert og mistenkt) enn i vårt sydlige studieområde (6% dokumentert og mistenkt). Kategoriene ”savnede” og ”ukjent dødsårsak” er også høyere i nord (45%) enn i sør (22%, figur 5). De viktigste årsakene til at bjørner havner i disse kategoriene er sannsynligvis feil på radiosender og ulovlig jakt.



Figur 5. Dødsårsaker blant radiomerkede brunbjørner i Bjørneprosjektet i perioden 1990-2005 fordelt på det nordlige (øverst) og det sydlige (nederst) studieområdet.

Det er verdt å nevne at i løpet av 26 års forskning har ennå ikke Bjørneprosjektet dokumentert en eneste bjørn som kan sies å ha dødt av alderdom. De eldste radiomerkede bjørnene har alle blitt skutt. Det er derfor vanskelig å dokumentere med sikkerhet en maksimumsalder blant ville skandinaviske bjørner. Sannsynligvis ligger denne alderen noe over 30 år, da det er

dokumenterte tilfeller av skutte binner som både var 32 og 33 år gamle i Sverige. Det er mulig at disse to i realiteten var enda eldre, da metodikken for aldersbestemmelse ofte underestimerer alderen til gamle bjørner. Den eldste brunbjørnen som er dokumentert i fangenskap ble 47 år gammel.

Som hos de fleste andre dyrearter er dødeligheten hos bjørn størst i det første leveåret og er om lag 40-50% hos årsunger i både vårt nordlige og sydlige studieområde. Rundt 80% av denne dødeligheten skjer under brunsttiden, sannsynligvis som følge av infanticid (ungedrap). Ettåringer har lavere dødelighet, men vanligvis dør også de under brunsttiden, og de fleste er drept av andre bjørner. Bjørner dreper ca. 15% av alle unge binner, nesten alle som ettåringer, og ca. 15% av alle unge hanner fordelt over aldersgruppen 1-3 år. Bjørneprosjektet har dokumentert kun et fåtall tilfeller av voksne bjørner som er drept av andre bjørner, og samtlige av disse var voksne binner som hadde årsunger. Vi spekulerer i at disse ble drept ved et uhell mens de forsvarte ungene mot en hannbjørn.

### **Seksuelt selektert infanticid (SSI)**

Infanticid (ungedrap) kan defineres ved at et dyr dreper en unge av samme art når ungen fremdeles er avhengig av moren. Denne atferden kan sies å være seksuelt selektert hvis den er genetisk betinget og bygger på en konkurranse om seksuelle partnere. Hannens evolusjonære fordel av SSI er at den reproduktive suksessen blir høyere når den dreper ungene i et kull forutsatt at 1) han ikke er far til ungene, 2) ungenes mor kommer i brunst tidligere enn hun ellers ville ha gjort og 3) han kan bli far til hennes neste kull. Bjørneprosjektet har dokumentert at alle disse tre forutsetningene for SSI er til stede hos den skandinaviske bjørnen.

Binnene parrer seg med de fleste etablerte voksne hannbjørnene i nærheten. Dette er dokumentert hos mange arter med SSI og anses å være en måte for hunnene å skjule farskapet til ungene. Siden hannene ikke dreper sine egne unger forsvaret binner dem dermed mot fremtidig SSI. Hvis noen av disse etablerte hannene dør eller blir borte kommer nye hanner til, som ikke har parret seg med binnene tidligere. Det er derfor en fordel for disse nyankomne hannene å drepe årsunger som de kommer i kontakt med for å øke tilgangen til brunstige binner. Binnene kommer i brunst noen dager etter at ungene er blitt borte og kan da parre seg med hannen som drepte ungene. Økningen i ungedødelighet skjer vanligvis 1,5 år etter at en voksen hanne blir borte—noe vi tror gjenspeiler tiden det tar for en ny hanne å etablere seg i området og delta i parringer.

Selv om SSI er fordelaktig for en hannes reproduktive fremgang er det negativt for binnens reproduksjon. En binne kan ikke produsere mange kull i sitt liv så hvert tapt kull er en stor kostnad for henne. Binner med årsunger har derfor flere strategier mot SSI—de forsvaret sine unger, de parrer seg med mange hanner for å skjule farskap, de beveger seg lite for ikke å bli oppdaget, de velger dagleie i åpen og eldre furuskog med tilgang til høye trær som ungene kan klatre i for å komme unna, og de er mest aktive på dagstid mens hannene er minst aktive. I fjellområder flytter binnene opp over tregrensen for å komme bort fra hanner som leter brunstige binner nede i skogen. De slutter med disse motstrategiene etter at brunsttiden er avsluttet, fordi hannene da ikke lenger har noen fordel av å drepe bjørnunger.

## **BJØRNEBESTANDENS LEVEDYKTIGHET**

En bestands levedyktighet, dvs. evnen til å overleve over en lengre periode, er påvirket av mange faktorer. Viktige faktorer inkluderer bl.a. endringer i habitat innen utbredelsesområdet, fødetilgang, klima, bestandstetthet, jakttrykk og andre faktorer som påvirker bestandens demografi og genetik. Ofte finner man store tilfeldige variasjoner innen disse faktorene, hvilket gjør det vanskelig å dokumentere deres effekter på bestandens status. Bjørneprosjektet har utført en levedyktighetsanalyse for den skandinaviske brunbjørnbestanden (en såkalt population viability analysis, PVA) basert på demografiske data og i tillegg evaluert bestandens genetiske status.

### **Demografisk levedyktighet**

Demografiske faktorer inkluderer antall fødsler og dødsfall, samt innvandring og utvandring innenfor og mellom bestander. For å vurdere en bestands levedyktighet over tid med en PVA er det viktig å ha pålitelige data. Dette er tilfellet for den skandinaviske brunbjørnen takket være den langsiktige forskningen som har pågått siden midten på 1980-tallet. Da PVA-analysen ble gjennomført (1998) viste bjørnebestandene i Bjørneprosjektets studieområder svært høye årlige vekstrater, 14% i nord og 16% i sør, tilsvarende 70% og 80% av den teoretisk maksimale vekstraten. Disse er de høyeste vekstratene som er dokumentert hos brunbjørn i verden. Den vanlige måten å evaluere en bestands levedyktighet er å beregne med varierende antall individer sannsynligheten for at bestanden overlever i 100 år. Bestanden blir ansett som ”levedyktig” dersom denne sannsynligheten overskrider 90%. For den skandinaviske bestanden var det mulig å inkludere to typer av variasjon i modellen, den som er forårsaket av forskjeller mellom individene og den som er forårsaket av årsvariasjon. Jakt dødeligheten var lav i Sverige da dataene ble innsamlet (1984-1995), med 25-50 bjørner skutt årlig på landsbasis, sammenlignet med 281 bjørner skutt i 2010. Med den lave dødeligheten og høye reproduksjonen man hadde i denne perioden viste analysen at det ikke krevdes mer enn henholdsvis 8 og 6 binner som var ett år og eldre i henholdsvis vårt nordlige og vårt sydlige studieområde for at bestanden skulle ha en 90% sannsynlighet for å overleve i 100 år. Små endringer i dødelighetsraten hadde dog store effekter på den beregnede levedyktigheten i modellen. Som i alle andre PVA-analyser antar man at alle faktorer som ikke er inkludert i modellen holder seg stabile. Det er selvfølgelig urealistisk å anta at miljø og andre sentrale parametre skal holde seg stabile i 100 år. Modellen viser imidlertid at den skandinaviske brunbjørnens demografiske egenskaper gjør den uvanlig levedyktig til en brunbjørnbestand å være. Dette var sikkert en bidragende faktor til at noen småbestander som overlevde de tidligere tiders utryddelsesforsøk, kunne danne grunnlaget til dagens store bestand i Skandinavia.

Vi har også brukt PVA-analysen til å vurdere hvorvidt man kan holde bestanden på et meget lavt og på forhånd bestemt nivå med jakt, for å etterligne forvaltningssituasjonen i Norge. Med de demografiske parametrene som ble brukt i PVA-analysen kunne man holde bestanden på et minimumsnivå ved å ta ut alle bjørner av en bestand som overskrider 34 binner (ett år og eldre). Men for å beholde bestanden på det laveste mulige levedyktige nivået over tid var det optimale å ha et uttak på 35% av bestanden fra og med at bestandsstørrelsen oversteg 12 binner (ett år og eldre). Med denne forvaltningsstrategien ville bestanden etterhvert stabilisere seg rundt 20 binner (ett år eller eldre). Som nevnt tidligere kom parametrene fra en bestand som viste verdens høyeste vekstrate. En reduksjon tilsvarende kun 3% i vekstraten ville kreve en dobbelt så stor bestand for å sikre levedyktighet. Analysen viste med stor tydelighet at det er svært viktig å ha et overvåkingssystem med stor nøyaktighet for å utføre en slik

forvaltning. Denne modellen tok ikke hensyn til alle de negative faktorene, ikke minst de genetiske, som rammer små bestander.

### **Genetisk levedyktighet**

Under "Historie" beskrev vi bjørnens kolonisering av Skandinavia, basert på analyser av mtDNA. Innenfor hver av de genetiske linjene i Skandinavia fant vi bare én type mtDNA, noe som tyder på en lav genetisk heterozygositet (mangfold). Siden vi har anslått at bestanden på sitt minste nivå bare var på om lag 130 individer, kan vi trygt fastslå at bestanden har gått gjennom en historisk "flaskehals", dvs. en situasjon med svært liten bestandsstørrelse. Vi vet at små bestander opplever tilfeldig tap av genetisk mangfold og har økt innlav. Hos brunbjørn i fangenskap er innavl forbundet med lavere kullstørrelse og økt frekvens av albinisme.

Studier av en bestands genetiske status utføres ved å analysere DNA fra cellekjerner heller enn mitokondrielt DNA. Bjørneprosjektets resultater viste her, i motsetning til analysen av mtDNA, en relativt høy heterozygositet (dvs. høy genetisk variasjon) i bjørnebestanden. Den største variasjonen var mellom individer, men det var også tydelige forskjeller mellom bjørnene i de tre ulike binneområdene. Vi fant at heterozygositeten var av samme størrelsesorden som i mange nordamerikanske bestander som ikke har gjennomgått en kjent flaskehals. Dette er åpenbart et positivt resultat. Grunnen til at den genetiske variasjonen er så høy kan være at den historiske flaskehalsen varte relativt kort tid målt i antall generasjoner, som er om lag 10 år for brunbjørn, og fordi bjørnene overlevde i flere ulike restbestander. Selv om det var tap av genetisk mangfold i hver av disse restbestandene, er tap av bestemte alleler en tilfeldig prosess. Derfor burde de enkelte bestandene samlet sett ha bevart mange av de opprinnelige allelene, som så senere igjen kunne bli spredt mellom bestandene av utvandrende hanner. En slik prosess krever en omfattende genflyt mellom binneområdene. Vi har som støtte til dette dokumentert at en hannbjørn som utvandret fra Norrbotten var far til mange unger i Härjedalen og Dalarna, men kan også i motsett fall vise til at det er relativt lite genflyt mellom binneområdet i Jämtland/Västernorrland/Västerbotten og binneområdet i Härjedalen/Dalarna/Gävleborg.

Vår konklusjon er at den skandinaviske brunbjørnbestanden er demografisk og genetisk levedyktig, men at bestanden er følsom for små økninger i dødelighet hos binner, spesielt voksne binner. For å beholde den eksisterende genetiske variasjonen er det viktig å opprettholde en genflyt mellom binneområdene og at disse binneområdene får vokse sammen. Selv om de idag er genetisk forskjellige var den skandinaviske bestanden i historisk tid sammenhengende. Dette tyder på at dagens forskjeller i stor grad er et resultat av tidligere tiders utryddelsesforsøk, da bare noen få små bestander overlevde. Det er derfor ingen grunn til at forvaltningen skal prøve å bevare disse forskjellene.

### **FORHOLDET MELLOM BJØRN OG MENNESKE**

Forholdet mellom bjørn og mennesker er meget sammensatt. Bjørnen hadde en høy status i tidlige kulturer over hele verden—i Skandinavia gjaldt dette samisk, norrøn og finsk kultur. Fremdeles i dag ser vi at bjørn er brukt som et positivt symbol på mange vis, det at vi gir våre barn teddybjørner er bare ett eksempel. Naturinteresserte turister kommer spesielt til Sverige og Finland for å oppleve landskap med bjørn og med håp om å se eller fotografere en bjørn. Følgelig ser man ofte bilder av bjørn i turistbrosjyrer fra disse områdene. Bjørnen er et ettertraktet storvilt, spesielt i Sverige og Finland, samtidig som bjørnens tilbakekomst er et

symbol på vellykket naturvern. Landsdekkende studier i både Norge og Sverige viser at befolkningen i begge land har en positiv holdning til bjørnen.

Forholdet mellom store rovdyr og mennesker er imidlertid langt fra problemfritt. Menneskers holdninger til rovdyr varierer mye, og avhengiger bl.a. av alder, utdanning, inntekt, yrke, tidligere erfaring med rovdyr, om vedkommende er jeger, hvor i landet de bor, osv. En studie i Norge har vist at mange er redde for bjørn. En studie i Sverige i 2004 viste at, selv om holdningen til bjørn var positiv, var den mer negativ i de områdene med den høyeste bjørnetettheten. En oppfølgende studie i 2009 viste at holdningen til bjørnen var blitt noe mer negativ og at folk var blitt noe mer redd for bjørn. Dette gjaldt spesielt områder med høy bjørnetetthet. I tillegg skaper bjørnen konflikter gjennom skader på sau i Norge, på tamrein i Norge og Sverige, samt predasjon på elg, spesielt i Sverige pga den mye høyere bjørnebestanden der.

### **Jaktens effekt på bjørnebestanden**

Jakt på bjørn er tillatt både i Norge og Sverige. I Sverige tillates lisensjakt i tråd med EUs regler for jakt på arter som er listet som spesielt hensynskrevende. Avskytningen begrenses av kvoter som er satt årlig av regionale myndigheter ("viltvårdsdelegationer" for hvert län, sammensatt av interesseorganisasjoner og politikere, som videre samarbeider innenfor tre regioner i landet). For å få myndighet til å fastsette kvoter må de regionale myndighetene ha vedtatt en forvaltningsplan som Naturvårdsverket har godkjent. Om ikke en godkjent forvaltningsplan foreligger er det Naturvårdsverket som setter kvotene og delegerer ansvaret for jakten til läne. Kvotene gjelder for et stort område, vanligvis et län eller større deler av et län. Jakt er tillatt i perioden 21. august—15. oktober (bortsett fra ovenfor "odlingsgränsen" i Norrbotten, hvor den slutter 20. september) og er åpen for alle jegere med jaktrett og et våpen som er tillatt for storviltjakt. Det kreves altså ingen lisens for å jakte bjørn. Det er ingen restriksjoner på hvor mange bjørner en enkelt jeger kan felle innenfor den årlige kvoten, men det er meget uvanlig å skyte flere bjørner. Bjørner i familiegrupper er fredet. Etter at en jeger skyter en bjørn må han/hun informere myndighetene innen 1 time. Myndighetene informerer om hvor mange bjørner som er igjen på kvoten til enhver tid gjennom mediene, internett og en telefonsvarer og jakten avsluttes etter at kvoten er nådd. Bjørner som er skadeskutt og ikke funnet blir trukket fra kvoten på samme måte som skutte. Jakt med hund er tillatt. Åtejakt er forbudt med unntak av noen forsøksområder hvor man i 2010 tillot åtejakt for å kunne evaluere denne jaktformen. Kvoten for hele Sverige i 2010 var 288 bjørner hvorav 281 ble felt samt avregnet.

Jakt på bjørn i Norge er regulert gjennom lisensfelling. Lisensfelling er en skademotivert felling, hvor et bestemt antall individer kan felles med hjemmel i naturmangfoldloven. Jegere må være registrert som lisensjeger i Jegerregisteret for å delta i lisensfelling. I forvaltningsregioner for rovvilt som ikke har et ynglemål for bjørn, eller hvor målet er oppnådd, kan den regionale rovviltneemnda åpne for lisensfelling. I rovviltregionene med ynglemål som ikke er oppnådd kan Direktoratet for naturforvaltning åpne for en begrenset lisensfelling. Jakttiden er 1. september—15. oktober. Jakt med hund er tillatt, mens åtejakt er forbudt. Kvoten for lisensfelling i hele Norge var 19 bjørn i 2010, hvorav 3 ble felt.

I tillegg til jakt er felling av skadevoldende eller truende bjørner tillatt i begge land. Disse tillatelsene gis etter en individuell behandling av søknaden for hvert skadefellingsløyve.



Bjørneprosjektet har forsket på jaktens effekter på den skandinaviske bjørnebestanden. Hovedkonklusjonen er at jakt i sin nåværende form og nivå ikke er en trussel mot bjørnebestandens overlevelse. Jakt er sannsynligvis det eneste effektive forvaltningsverktøyet som kan brukes til å begrense bjørnestammens tilvekst og/eller geografiske utbredelse. Bjørnetettheten som tolereres av mennesker er ganske sikkert lavere enn landskapets biologiske bæreevne. Tross dette er bjørnestammen svært følsom for endringer i dødelighet, og reproduksjonsparametrene (slik som alder ved første fødsel og tidsintervall mellom kull) dersom disse varierer over tid, kanskje som følge av endrede bestandstettheter. Det er derfor viktig at jaktuttaket beregnes ved hjelp av de beste tilgjengelige data på bestandsstørrelser og tilvekstrate. Vi har beregnet at bjørnebestanden ville ha en stabil utvikling med en jaktdødelighet hos binner på ca. 11,2% (95% konfidensintervaller: **8,2—13,5%**) i vårt sydlige studieområde og ca 12,7% i vårt nordlige studieområde (**10,4—14,5%**). Vi anbefaler at de lavere konfidensintervallene (i fet stil) blir brukt i forvaltningen, med mindre forvaltningsmålet er en bestandsnedgang. Indirekte virkninger av jakt som påvirker bjørnebestanden slik som økt infanticid (ungedrap) bør også tas i betraktning. Et annet av de store problemene i forvaltningen av naturressurser er å forutse effektene av endringer i eksterne forhold slik som klima, habitatendringer, endringer i forvaltningen osv. Dette gjelder spesielt for dyr som bjørn som viser en stor grad av fleksibilitet i sin atferd.

Vår forskning på jaktdata viser at den svenske bjørnejakten er relativt lite selektiv for alder eller kjønn, spesielt i forhold til det som er rapportert fra Nord-Amerika. Den største seleksjonen vi fant var at jegere som hovedsakelig var ute etter elg og som satt på post skjøt yngre hannbjørner enn andre jegere. Forbudet mot åtejakt hadde ingen målbar effekt på antall, alder eller kjønn hos de felte bjørnene, eller hvilke andre jaktmetoder som ble brukt til å felle bjørnene. Avskytingen økte raskt i perioden analysene bygger på, 1981-2004. I perioden 1981-91 var det en høyere andel hanner og eldre bjørner blant de felte bjørnene enn senere. Det er mulig at den høyere avskytingen senere i forskningsperioden førte til en lavere gjennomsnittlig alder i bestanden, og at jakten derved var mindre selektive når avskytingen var høyere.

Vi har også analysert effekten av jakt og andre dødelighetsfaktorer på bestanden, basert på radiomerkede bjørner i perioden 1984-2006. Avskytingen økte merkbart etter 1997 i vårt sydlige studieområde. Vi var overrasket over å finne at kategorien ”andre dødsårsaker”, som var en kombinasjon av naturlig dødelighet, ulovlig jakt, trafikk osv, hadde en like stor effekt på bjørnens bestandsdynamikk som jakt alene. De andre dødsårsakene viste en mer selektiv effekt på bjørnestammen fordi yngre aldersklasser var mer utsatt. En grunn til dette kan være at mange yngre bjørner ble drept av andre bjørner. Jakt viste i mindre grad seleksjon for alder og kjønn, noe som samsvarer godt med de analyserte jaktdataene. Parallelt med økningen i avskytingen fulgte en tilsvarende stor økning i dødelighet hos radiomerkede bjørner. Dette tyder på at dødelighet forårsaket av jakt kommer i tillegg til dødelighet forårsaket av andre årsaker. De sistnevnte dødsårsakene inntreffer hovedsakelig før jakttiden.

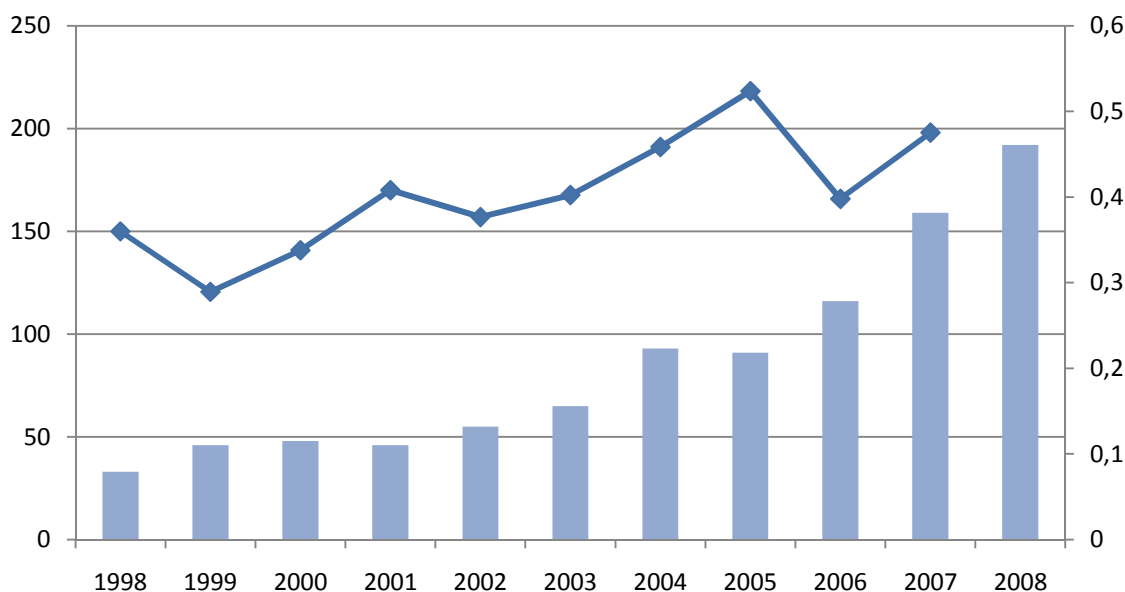
Selv om dødelighet forårsaket av jakt er lite selektiv i Sverige kan ikke-selektiv dødelighet også ha stor effekt på bestandsdynamikken—den kan minske den gjennomsnittlige alderen i bestanden, noe som videre kan føre til endrede livshistoriestrategier. I følge evolusjonær teori bør bjørner begynne å forplante seg ved yngre alder og ved lavere kroppsvekt (prioritere forplantning fremfor kroppsvekst) under en høy avskyting, dvs ved høy individuell dødelighet i bestanden. Vi har sammenlignet forplantningsinnsatsen i forhold til bidders kroppsvekt hos brunbjørn i 1) områder med langvarig (>500 år) og høy avskyting med 2) områder med en kortere periode (<50 år) med høy avskyting og fant den forventede

forskjellen. Det er høyere forplantningsinnsats i bestandene med langvarig høy avskyting. Forvaltere bør derfor være oppmerksomme på de evolusjonære konsekvensene en høy avskyting kan ha på en bjørnebestand. En annen indirekte effekt av jakt er en økning i seksuelt selektert infanticid (ungedrap). Voksne hannbjørner som ikke er far til årsunger kan tjene på å drepe ungene i brunsttiden, fordi de da har en mulighet til å parre seg med binner som raskt kommer i brunst etter tapet av ungene og derved bli far til hennes neste kull. Om han ikke gjør dette kommer hun ikke i brunst før omtrent 1 år senere. Vår forskning viser at effekten av å felle en voksen hannbjørn, som medfører økt ungedrap fra innvandrende hannbjørner, tilsvarer en felling av 0,5-1 voksne binner. Dette kan redusere tilveksten i bestanden med opptil 4,5%. Dette viser at et jaktuttak kan ha større effekter på bestandstilveksten enn bare dødeligheten hos de individer som blir skutt av jegerne.

Mange ser bjørnejakt som en måte å redusere forekomsten av såkalte problembjørner eller nærgående bjørner (dvs. bjørner som finnes i nærheten av bebyggelse eller som viser en uredd atferd, noe som av mange oppfattes som truende). Teoretisk sett kunne jakt ha denne effekten ved å skape en redsel for mennesker, i alle fall hos de bjørnene som overlever jaktsituasjonen. En gjennomgang av publisert forskning blant bjørnebestander over hele verden viser at det er et visst grunnlag for denne påstanden, gitt at det ikke finnes tilgjengelige matkilder fra mennesker (avfall, kompost, osv) som bjørner har lett tilgang til i området. Når slike matkilder er tilgjengelige for bjørner i nærheten av bebyggelse, og visse bjørneindivider har begynt å utnytte disse, virker det som om jakt har liten effekt på forekomst av problembjørner. Høy avskyting over lang tid kan kanskje ha en utvelgende effekt på bjørnens atferd i forhold til mennesker. Den høye avskytingen som den skandinaviske bjørnestammen ble utsatt for i foregående århundres utryddelseskampanje kan ha fjernet alle bjørner bortsett fra de aller mest skye og minst aggressive individene. Dette kan være grunnen til at den skandinaviske bjørnen er blant de minst aggressive brunbjørnene i verden og er mer nattaktiv enn bjørner som ikke har vært utsatt for en slik intensiv avskyting.

Avskytingen i Sverige øker raskt, raskere enn bestandstilveksten (figur 6). Dette betyr at tilveksten i den svenske bjørnebestanden vil avta. Den svenske bestanden påvirker forekomsten av bjørn i alle de norske forvaltningsregionene med ynglemål for bjørn og alle binneområdene i Norge bortsett fra i Anárjohka og Pasvik. Det er da naturlig å stille et spørsmål om hvilken effekt dagens høye avskyttingsnivåer i Sverige har på Norges mulighet til å nå bestandsmålene. Bjørneprosjektet har funnet at 30-50% av unge binner forlater morens hjemmeområde for å etablere et eget hjemmeområde og at gjennomsnittsavstanden ved utvandring er 16 km. Vi har dokumentert et negativt forhold mellom bjørnetetthet og sannsynlighet for både utvandring og utvandringssavstand. Spesielt for binner tyder dette på at en høy tetthet fungerer som et "sosialt gjerde" som hindrer unge binner fra å utvandre. Dette kan tyde på at en reduksjon av bestandstettheten i Sverige, på grunn av høy avskyting, faktisk vil øke utvandringen til Norge. På en annen side finnes de norske binneforekomstene på randen av den svenske stammen, og ikke bare er tettheten lav ved randen av bestandens utbredelse, men det finnes også ubebodde områder like i nærheten å vandre til. Da bør utvandringen av binner allerede være relativt høy i denne randsonen. Vi forventer derfor ingen større økning i utvandringen til Norge hos unge binner i forbindelse med den høyere avskytingen i Sverige. Mest trolig kommer derimot utvandringen til Norge å minske. Grunnen er at høyere kvoter betyr høyere dødelighet hos binner. Slik vil antall voksne binner som produserer de unge binnene som utvander til Norge minske, og dermed også antall unge innvandrende binner til Norge. Dessuten fører en økt avskyting til at flere hjemmeområder blir ledige i Sverige for unge utvandrende binner når de etablerte binnene i Sverige blir skutt. Med dagens kunnskap er det ikke mulig å beregne hvor stor denne effekten vil bli. Denne

endringen i svensk bjørneforvaltning betyr imidlertid at den norske forvaltningen av bjørnebestanden blir enda viktigere enn tidligere for å oppnå bestandsmålene i Norge.



Figur 6. Økning i bjørnestammen, basert på "rovdjursobsen" (linje, verdiene på høyre akse) og bjørneavskyting (stolpene, verdiene på venstre akse) i Sverige for perioden 1998-2008 (J. Kindberg).

Vi vet lite om hvilken effekt ulovlig jakt har på bjørnestammens utvikling. Data fra våre radiomerkede bjørner viser at ulovlig jakt er et større problem i det nordlige studieområdet enn i det sydlige (figur 5) og det er flere indisier som tyder på at effekten av ulovlig jakt er høyere i nord. Vi vet også at det er færre eldre hannbjørner i dette område, noe som påvirker parringssystemet, fordi unge hanner blir far i større utstrekning der enn i vårt sydlige studieområde som har en mer naturlig aldersfordeling hos hannene. Effekten av ulovlig jakt er et tema som vi trenger mer kunnskap om, selv om dette selvfølgelig er et vanskelig tema å forske på.

### Effekten av veier og bebyggelse på bjørnens arealbruk

Bjørnen—som andre store rovdyr—krever stor plass til å fylle sine biologiske og økologiske behov. Selv om antallet mennesker som bor i skogen har gått ned mange steder i moderne tid har bygging av hytter, hyttefelt og rekreasjonssenter samt en allmenn utvikling av infrastruktur økt betraktelig. Dette har påvirket tilgjengeligheten av egnet habitat for bjørnen samtidig som bjørnebestanden har økt. Med den økende bjørnebestanden merker vi at flere bjørner blir "nærgående", dvs. at de opptrer i nærheten av bebyggelse og at noen lærer å utnytte søppel, kompost, slaktavfall og andre fødekilder fra mennesker. Slik atferd skaper naturligvis konflikter mellom bjørner og mennesker. Det er derfor viktig å forstå hvordan bjørnen reagerer på tilstedeværelsen av mennesker og infrastruktur.

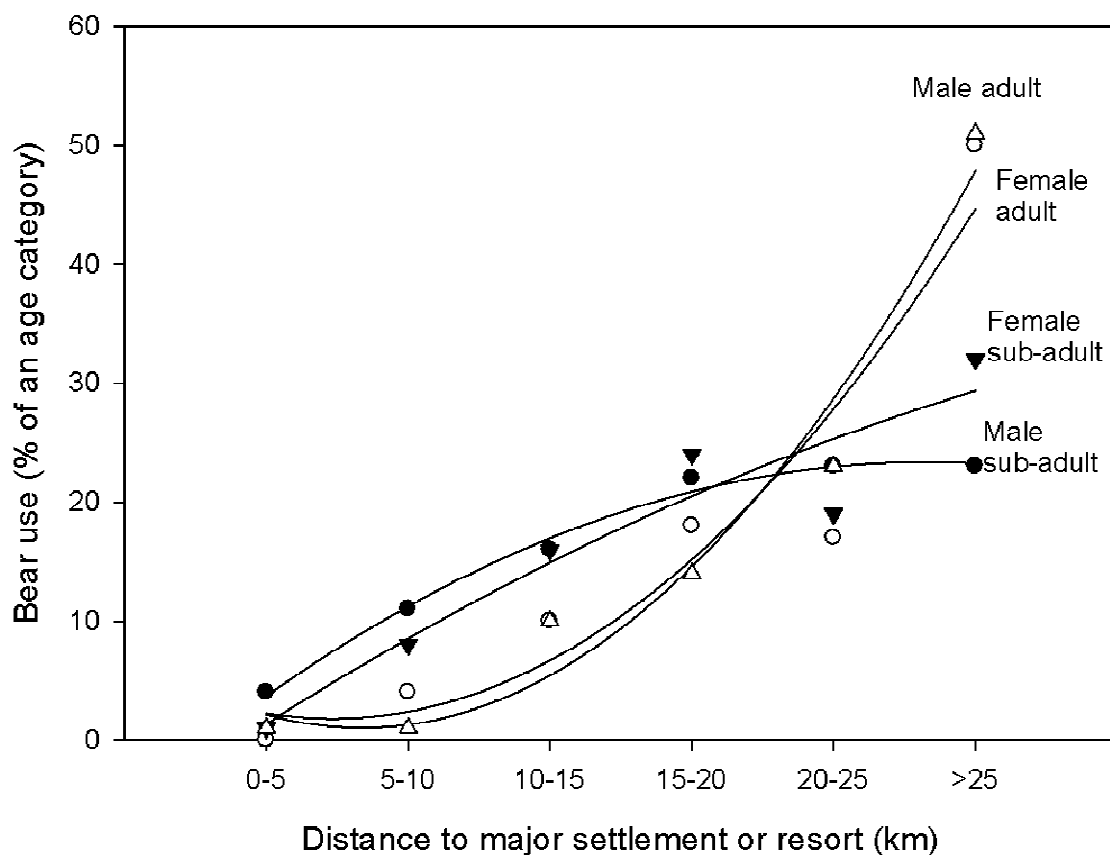
Bjørneprosjektet har forsket på denne problemstillingen på flere geografiske skalaer. På en grov skala i Sverige (både de nordlige og sydlige studieområder) fant vi at skog utgjorde en stor del av bjørnens hjemmeområder. De eneste habitatene som bjørnene unnvek var

impediment, områder med permanent snødekke og jordbrukslandskap. Skog ble anvendt mer enn forventet av bjørnene i sør mens bjørnene i nord viste verken preferanse for eller unnvikelse av skog. Bjørnene unnvek områder rundt byer og tettsteder samt veier.

To ulike studier av bjørnenes bruk av landskap på en finere skala—bestående av 10 kommuner i Hedmark fylke og 3 i Oppland samt et studieområde i Dalarna, Gävleborg og Hedmark—gav resultater med høyere oppløsning. Studien i Norge var en sammenligning av habitatbruk hos alle de fire store rovdirene. Den viste at bjørnen foretrakk ulendt skogsterreng nærmere private veier mer enn forventet, men i mindre grad ulendt terreng og skogskanter enn de andre artene. Studien i Sverige og Hedmark var mer innrettet på å undersøke bjørnenes habitatbruk i forhold til byer/tettsteder og fritidsanlegg, som hyttefelt, og denne studien var basert på et vesentlig større datasett inneholdende både telemetridata og funnsted for DNA-analyserte bjørneeksremitter. Denne studien foregikk i skogslandskap og viste også at bjørner foretrekker ulendt terreng. Dessuten viste bjørnene en unnvikelse av både tettsteder og hyttefelt (figur 7). Denne unnvikelsen var størst hos voksne bjørner. Hele 74% av alle binneposisjoner var lokalisert i de 26% av studieområdet med ulendt terreng og >10 km fra tettsteder og hyttefelt. Dette tyder på at menneskelig aktivitet forringer habitatkvaliteten i en stor del av bjørnens utbredelsesområde.

Studier av individuelle binner på hjemmeområdenivå viste en økende bruk av bratt terreng ved økende menneskelig tilstedeværelse, i form av veier, hus og tettsteder. Dessuten brukte de dette bratte terrenget mer i de tidene på dagen når mennesker er aktive i skogen enn binner med lite menneskelig tilstedeværelse i sine hjemmeområder. Dette viser én strategi som bjørner bruker for å unngå mennesker i vårt menneske-dominerte skogslandskap. En annen studie av bjørnens dag- og nattleier viste at bjørnene valgte dagleier i tettere vegetasjon enn sine nattleier, fordi folk er mer aktive på dagen enn på natten, og at det var tettere vegetasjon rundt dagleiene jo nærmere de lå til bebodde hus. Bjørnene valgte også tettere vegetasjon og lengre avstand til bebodde hus på høsten når det er mer menneskelig aktivitet i skogen.

Bjørnene unngår som oftest veier og hus når de beveger seg innenfor hjemmeområdet. Flere studier har sett på dette i vårt sydlige studieområde som har et tett veinett av forskjellige typer veier, samt hus med fastboende og fritidshus. Bjørnen unngår vanligvis alle veier, men graden av unnvikelse avhenger av veiens størrelse. I gjennomsnitt viste bjørnene unnvikelse av områder innenfor 600 meter fra Riksväg 45 (Inlandsvägen) og andre veier av samme størrelse, omlag 400 meter fra de mindre, asfalterte veiene, 200 m fra grusveier av god kvalitet og omlag 100 m fra små skogsbilveier. Bjørnene viste også unnvikelse av områdene rundt 700 meter fra tettsteder og 300 meter fra enkeltstående hus. Dette tyder på at det er graden av menneskelig aktivitet som påvirker bjørnen mest. Disse resultatene gjalt for alle alders- og kjønnskategorier. Resultatene bygger på gjennomsnittsverdier og enkelte bjørner i studien brukte områder innenfor 500 meter fra den store veien mer enn forventet.



Figur 7. Fordeling av brunbjørn i Bjørneprosjektets sydlige studieområde (se figur 1) i forhold til avstand fra tettsteder og hyttefelt. De fire gruppene er voksne hanner, voksne binner, ikke-kjønnsmodne binner og ikke-kjønnsmodne hanner (oversettelse av tegnforklaringene fra topp til bunn på figurens høyere side). (Fra Nellemann m.fl. 2007).

Menneskelig aktivitet er også en viktig faktor for bjørnens valg av hi plassering. I vårt sydlige studieområde valgte bjørnene å plassere sine hi nærmere den største hovedveien og små skogsbilveier i større grad enn forventet. Bilene på den store hovedveien stopper nesten aldri og de små skogsbilveiene er ikke brøytet om vinteren. Bjørnene plasserte hiene sine lengre fra alle de andre veiene, som mennesker bruker for adkomst til skogen. Plasseringen av hi i forhold til veier er et viktig valg for bjørnene, noe som gjenspeiles i at hi som ble forlatt under vinteren var nærmere en brøytet vei enn de som ikke ble forlatt. Å måtte forlate hiet om vinteren har en stor og negativ effekt på sannsynligheten for at en drektig binne får frem unger det samme året (se "Vintersøvn og opphold i hiet"). Voksne hanner plasserte hiene sine lengre fra bebodde hus og brøytete veier enn de andre alders- og kjønnskategoriene, men det var ingen forskjell mellom dem når det kom til plassering i forhold til fritidshus.

Resultatene fra disse studiene viser entydig at den skandinaviske brunbjørnen forsøker å unngå mennesker på alle geografiske skalaer som vi har undersøkt. Dette påvirker bjørnens bruk av arealer og habitater i både tid og rom.

### **Bjørnens skader på husdyr og bier**

Som nevnt ovenfor unngår de fleste bjørner menneskelig aktivitet og bebyggelse. Men studien av habitatbruk i Sørøst-Norge viste at bjørnene drepte sauer nærmere private veier og bebyggelse enn deres habitatvalg ellers skulle tilsi. Dette mønsteret gjenspeiler trolig fordelingen av sau i landskapet. Å skaffe føde er viktig for alle dyr, men bjørnen må i tillegg gjenoppbygge kroppsvekten etter vintersøvn og bygge opp fettlaget for den kommende vintersøvn. Bjørnen er derfor spesielt tiltrukket av lett tilgjengelig og fettrik føde for å minimere energiforbruket forbundet med fødesøk og dermed maksimere energioptaket. Frittgående sauer i utmark og bier utenfor strømgjerder er lett tilgjengelig føde for bjørnen. Problemets omfang varierer imidlertid enormt mellom Norge og Sverige og hver bjørn tar 498 ganger flere sau i Norge enn i Sverige. Ettersom det er flere sau i Norge (ca 1,9 millioner) enn Sverige (ca 450.000) har vi også beregnet hvilken andel av de tilgjengelige sauene ble tatt av hver bjørn innenfor bjørnens utbredelsesområde. I denne sammenligningen tar hver bjørn 40 ganger mer av de tilgjengelige sauene i Norge enn i Sverige. Denne forskjellen er et resultat av forskjellige sauedriftsformer i de to landene. De fleste sauene i begge land finnes utenfor bjørnens hovedutbredelse, dvs på Vestlandet i Norge og i Sør-Sverige.

Sverige. Husdyr i Sverige er stort sett inngjerdet med strømgjerder eller blir tatt inn om natten, hvilket minimerer risken for tap til bjørn. Sveriges Viltskadecenter rapporterte at bjørn drepte 97 sauer, skadet 1 sau og drepte 1 kveg i 2009. Erstatningen for dette tapet var SEK 468.000 (ca NOK 410.000). Dette skadenivået har holdt seg stabilt i de siste 12 årene til tross for den økende bjørnebestanden. Bjørnen skadet også 68 bikuber i 13 tilfeller, og det ble betalt SEK 159.000 (ca NOK 140.000) i erstatning for dette. Staten brukte SEK 4,4 millioner (ca NOK 3,8 millioner) for forebyggende tiltak—primært for strømgjerder—mot rovdyrskader på tambuskap i 2009. I tillegg har bjørn drept 1 hund og skadet 4 hunder i 2009, noe som utløste SEK 33.000 (ca NOK 29.000) i erstatning. De fleste av disse hundene ble skadet under bjørnejakt.

Norge. Sauene i Norge går stort sett på utmarksbeite med regelmessig—men ikke fast—tilsyn. Direktoratet for naturforvaltning rapporterte at erstatning ble betalt for 6.955 sauer og lam antatt drept av bjørn i 2009. Erstatningssummen var NOK 15,2 millioner. I 2009 betalte den norske staten NOK 63,7 millioner for forebyggende tiltak mot rovdyrskader på sau.

### **Bjørnens effekter på reinnæringen**

Det er meget vanskelig å uttale seg om bjørnens predasjon på rein eller gjøre sammenligninger mellom Norge og Sverige. Selv om driftsformene er ganske like er erstatningssystemene svært ulike landene imellom. I Norge blir erstatning betalt ut i fra antallet antatt drepte dyr, tilsvarende som for sau. I Norge ble det utbetalt ca. NOK 57 millioner i erstatning for tapte reinsdyr til alle arter rovdyr i 2009. I Sverige får samebyene en betaling pr areal med bjørneforekomst samt en erstatning for ”massedød”, dvs. tilfeller hvor et rovdyr dreper mer enn 10 rein innenfor et begrenset område i løpet av maksimum 7 døgn.

Norsk institutt for naturforskning har forsket på rovdyreneres predasjon på rein i flere år i Norge men ikke i områder med mange bjørn. Bjørneprosjektet og Sveriges Viltskadecenter har startet et forskningsprosjekt om bjørnens predasjon på rein i to skogssamebyer i Sverige med høy bjørnetetthet. Det ble gjort feltarbeid i en av samebyene i 2010, men studien skal nå utvide feltarbeid i begge samebyene i 2011 og 2012. Disse studiene kan etter hvert gi forvaltningen kunnskapen som er nødvendig for å fastslå bjørnens effekter på reinnæringen.

### **Bjørnens effekter på jaktuttaket av elg**

Elgjakt er viktig både sosialt for jegere og økonomisk for jaktrettsinnehavere. Økningen i bestandene av de store rovdyrene har ført til uro over at elgjakten kan bli skadelidende. Bjørneprosjektet har utført studier på bjørnens predasjon på elg og effektene dette kan ha på jaktuttaket i vårt sydlige studieområde som huser en tett bjørnebestand.

Studien viste at bjørnen er en dårlig predator på voksen elg. Bjørn drepte om lag 0,5-1,5% av de voksne elgene i området pr år i 1992 og 1995-1998. Dette er lavere enn andelen som dør i trafikken. De fleste av disse elgene ble drept på våren (75%). Åringer var mer utsatt for bjørnepredasjon, og hos eldre elger var kyr mer utsatt enn okser. Vi fulgte 743 km bjørnespor på vårsnø og fant at bare 2 av bjørnens 15 observerte jaktforsøk var vellykkede, noe som tilsvarer ett vellykket jaktforsøk pr 372 km. Dette kombinert med data fra en tidligere springstudie viste at bjørnen lykkes med 9% av sine jaktforsøk. Når vi sammenlignet jaktsuksess på elg i bjørnens kjerneområde med jaktsuksess i randområdet hvor bjørn nylig var innvandret fant vi en høyere jaktsuksess i randområdet. Gjennom samarbeid med en forsker i USA kunne vi vise at elgen hadde "glemt" flere antipredator-atferder i områder hvor rovdyr hadde vært borte i lang tid. En mer normal atferd kom derimot raskt tilbake, spesielt hos kyr som hadde mistet en kalv til bjørn.

Bjørnen er imidlertid en meget dyktig predator på elgkalver. Denne delen av studien varte i første omgang i 6 år (1988 og 1994-1998) og viste en gjennomsnittlig kalvedødelighet på 35% årlig. Totalt døde 26% av kalvene som ble født som følge av bjørnepredation. Av disse var det store flertallet drept under de fire første ukene i kalvenes liv. Ingen av de bjørnedrepte kalvene var eldre enn 13 uker. Vekten på kalvene som ble drept var ikke statistisk forskjellig fra de som overlevde, noe som tyder på at bjørnene ikke konsentrerte seg om svake kalver og at bjørnepredasjon derfor kom i tillegg til annen dødelighet. Denne konklusjonen, at bjørnepredasjon ikke kompenserte for andre dødsårsaker, ble styrket ved å sammenligne total kalvedødelighet i 5 områder i Sverige. Tre områder uten bjørn hadde 11% kalvedødelighet, mens 2 områder med høy bjørnetetthet hadde 41%. Forskjellen mellom totaldødelighet og dødelighet forårsaket av bjørn i vårt sydlige studieområde var 9%, altså svært lik dødeligheten som ble funnet i områdene uten bjørn. Vi beregnet at hver bjørn >4 år gammel tok gjennomsnittlig 6,8 elgkalver pr år. I 2004-2006 brukte vi GPS-teknologi for å studere antallet kalver som individuelle kjønnsmodne binner tok. Selv om elgbestanden i studieområdet var redusert til omtrent halvparten av det den var i 1994-1998 var det gjennomsnittlige antallet kalver drept pr bjørn omtrent det samme,  $7,6 \pm 0,71$ , og variasjonen var stor, fra 2 til 15 kalver pr individ pr år. Dette betyr at bjørnens effekt på elgbestanden økte når elgbestanden var lavere samtidig som bjørnebestanden holdt seg relativt stabil.

Selv om kalvedødeligheten forårsaket av bjørn ikke var kompensatorisk fant vi allikevel en kompensasjon hos elgene. Dette er fordi kyr som mistet kalver hadde en større sannsynlighet for å få tvillinger året etter sammenlignet med kyr som ikke hadde mistet en kalv. Grunnen til dette er sannsynligvis at energien som kua ville ha brukt til å produsere melk til kalven i stedet kunne bli brukt til å bygge opp fettreserver, noe som resulterte i økt kalveproduksjon året etter. Gjennomsnittlig fødte disse kyrne 1,5 kalver, sammenlignet med 1,1 kalv for kyr som ikke hadde mistet en kalv året før. Tap av kalv ved bjørnepredasjon kunne dermed til en viss grad bli kompensert, noe som reduserte den realiserte effekten av bjørnepredasjon til et tap på 22% av elgkalvene sammenlignet med 26% uten kompensasjon.

Bjørnepredasjonens effekt på elgbestanden i 1994-1998 ble beregnet til en nedsatt bestandsvekstrate på 2%, primært pga høyere kalvedødelighet. Det betyr at det totale jaktuttaket blir redusert med ca. 19%, fra 160 elg pr 1000 km<sup>2</sup> til 130 elg pr 1000 km<sup>2</sup>. Nesten hele den beregnede reduksjonen, 30 elg pr 1000 km<sup>2</sup>, er kalver. Ettersom det finnes en jaktbar bjørnebestand i området får jegerne også felle bjørn. Vi har beregnet at ved maksimalt jaktuttak fra bjørnebestanden vil jegerne miste muligheten til å felle 9 elgkalver for hver bjørn som kan felles.

En sammenligning av publiserte studier av bjørnepredasjon på elg viser at andelen elgkalver som blir tatt av bjørn øker i et område med avtagende antall elg pr bjørn, noe som Bjørneprosjektet har bekreftet i vårt sydlige studieområde. Det er derfor viktig for forvaltere å overvåke elgbestanden og bjørnebestanden samtidig. Vår studie var den første som ble utført i et område med bare en elgpredator. Denne situasjon har endret seg i mange områder i Skandinavia siden ulven nå har etablert seg i flere nye områder. Det er derfor viktig også å forske på den samlede effekten som både bjørne- og ulvepredasjon vil ha på en elgbestand og jaktuttaket.

### **Hvilken fare utgjør bjørnen for mennesker?**

Dette problemet er sentralt for mange mennesker som besøker skogen innenfor bjørnens utbredelsesområde, som turgåere, bærplukkere, jegere og skogsarbeidere. Vi har tidligere redegjort for studier som viser at mange nordmenn og svensker er redde for bjørn. Men hvilken fare bjørnen egentlig utgjør er et vanskeligere spørsmål å svare på. Bjørnen er med sin størrelse og styrke et dyr som potensielt kan være farlig for mennesker og har både skadet og drept mennesker i Skandinavia i nyere tid. Som vi har redegjort for ovenfor er den skandinaviske bjørnen som regel veldig sky og har mange strategier for å unngå mennesker. Den skandinaviske bjørnen er i tillegg lite aggressiv, faktisk den minst aggressive brunbjørnen i verden.

Den første undersøkelsen om møter mellom bjørn og mennesker i Skandinavia bygget på intervjuer med bjørneforskere, fordi de hadde mange møter å beskrive og de forstår i tillegg bjørnens atferd. Totalt intervjuet vi 27 personer som til sammen hadde møtt bjørn i skogen 114 ganger. Av disse møtene opplevde forskerne at 80% var uten noen form for aggressiv atferd og i 60% av tilfellene forlot bjørnen stedet uoppfordret. Forskerne beskrev en truende atferd i 21% av møtene. 20 av de 24 truende møtene inkluderte en binne med årsunger, en bjørn på et kadaver og/eller at en hund var innblandet. Hvis man ser bort fra disse tilfellene viste bjørnene truende atferd i 9 av 114 møter (8%). Forskerne opplevde 5 skinnangrep, dvs et avkortet angrep som er ment for å skremme mennesket fra stedet, men det var aldri noen fysisk kontakt mellom bjørn og forsker. Flere av møtene var mellom forskere og radiomerkte bjørner som forskerne peilet på, og der forskeren hadde kommet nærmere innpå bjørnen enn planlagt, noe som overrasket bjørnen (og forskeren).

Med dagens GPS-teknologi er det mulig å utføre mer detaljerte undersøker om hva som skjer når et menneske møter en bjørn. En pågående studie er basert på simulerte og standardiserte møter mellom vanlige turgåere og en bjørn i dagleie. Forskere, vanligvis to, begynner å gå ca 500 meter fra en GPS-merket bjørn, passerer den på ca 50 meters avstand mens de prater normalt og fortsetter ca 500 meter etter de har passert bjørnen før de drar tilbake til startpunktet uten å gå nær bjørnen igjen. Studien er strukturert på en måte som tillater bjørnen å bli klar over menneskenes tilstedeværelse når de går på nært hold. Dette er for å se hvordan bjørnene reagerer under normale forhold i møte med mennesker på tur i skogen. I perioden



2006-2009 ble 30 ulike bjørner testet til sammen 169 ganger og bjørnenes reaksjon ble dokumentert ved å analysere GPS-posisjoner tatt hvert minutt. Bjørnene forlot dagleiet etter 80% av møtene. I de tilfellene bjørnen forlot området før forskerne passerte dem var avstanden mellom bjørn og menneske i gjennomsnitt 69 meter for bjørner som var passive (dvs. lå i dagleie) og 155 meter for bjørner som var aktive. Bjørnene trykte mer når de lå i tett vegetasjon og unge bjørner forlot stedet på lengre avstander fra menneskene enn eldre bjørner. I de tilfellene bjørnene ble værende i dagleiet etter møtet var avstanden større til de passerende forskerne. Bjørnenes kjønn og årstiden forsøket ble gjennomført på hadde derimot ingen effekt på bjørnens atferd. Forskerne visste hele tiden hvor bjørnene befant seg fordi de var utstyrt med radiotelemetri og kunne peile bjørnene. Allikevel så eller hørte de bjørnene kun ved 15% av møtene selv på så nært hold. Bjørnene viste aldri noe tegn til aggresjon selv om flere hadde unger eller lå på et kadaver. Bjørneprosjektet fortsetter denne studien for å se nærmere på atferden til binner med årsunger. Vi har nå utført over 200 forsøk, fremdeles uten å ha møtt en eneste bjørn som har vist truende atferd, og resultatene viser at bjørnene gjør alt de kan for å unngå konfrontasjon med mennesker.

Bjørneprosjektet har analysert historiske kilder om mennesker som er blitt drept eller skadet av bjørn i Skandinavia i perioden 1750-1962. Det er selvfølgelig mange feilkilder i en slik studie, men totalt fant vi rapporter om 48 tilfeller der mennesker hadde blitt skadet og 27 dødsfall. De fleste som ble skadet var jegere, mens de drepte var oftest mennesker som sanket bær eller bark eller gjetet sauer. En skadet bjørn eller en bjørn på kadaver var de vanligste faktorene forbundet med de tilfellene der mennesker ble drept og en skadet bjørn var den vanligste faktoren i de tilfellene der mennesker ble skadet. Selv om dataomfanget er lite finnes det i den historiske litteraturen flere dokumenterte tilfeller av skutte bjørner med mange kuler fra tidligere skadeskytinger. En kombinasjon av høye skuddpremier og dårlige våpen kan ha bidratt til en høy skadeskytingsfrekvens og økt forekomst av relativt mange skadede, og dermed farlige, bjørner i landskapet på den tiden.

Bjørneprosjektet analyserer for tiden alle tilfellene der mennesker har blitt skadet eller drept av bjørn i Skandinavia siden 1977. Foreløpige resultater, fra 1997 til 2008, består av 27 skadede og 2 drepte mennesker i totalt 28 bjørneangrep. Alle var menn og 21 av de 29 involverte var jegere. I 17 av 22 angrep på bevæpnede menn ble det avfyrt skudd mot bjørnen før skaden inntraff, og skuddet ble avfyrt fra en gjennomsnittlig avstand på 9 meter. Løshund var innblandet i de fleste tilfellene hvor mannen var bevæpnet og binne med årsunger i de fleste tilfellene hvor mannen ikke var bevæpnet. De fleste tilfellene forekom i jakttiden (september-november). Omtrent halvparten av tilfellene i oktober og alle i november skjedde ved et hi. Antall bjørneangrep i Skandinavia øker, men vi vet ennå ikke om dette er et resultat av den økende bjørnebestanden i seg selv eller eventuelt er et resultat av den økende omfanget av bjørnjakten.

Ifølge forskning og erfaring er det én situasjon der bjørnen virkelig er farlig, og det er når den er skadet. Vi vet at bjørnen velger dagleier i ulendt terreng og i tett vegetasjon hvor de fleste mennesker ikke er interessert i å gå. Vår forskning viser at hvis mennesker allikevel besøker slike steder klarer bjørnene i de alle fleste tilfellene å unngå menneskene slik at folk vanligvis ikke vet om bjørn de har vært nære. Det er tydelig dokumentert at det er jegere som oftest kommer opp i farlige situasjoner med bjørn, spesielt jegere med løshund som smyger etter hundens los inn i tett vegetasjon eller til bjørnens hi. Vi trenger mer kunnskap om hvordan dette skjer for å kunne gi effektive råd om hvordan man kan avverge mange av disse farlige situasjonene. Denne forskningen er også pågående i Bjørneprosjektet.

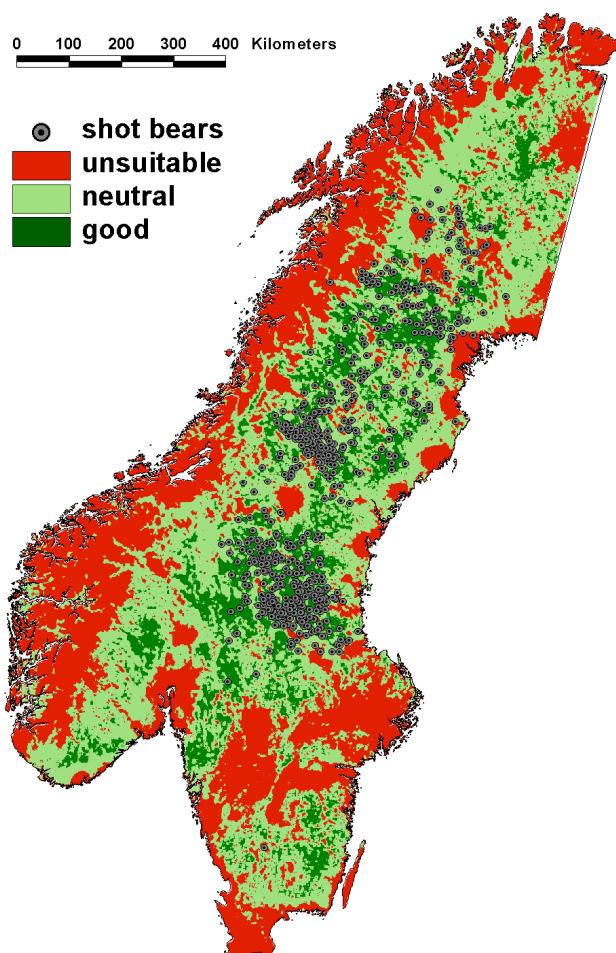
Informasjon om hvordan man skal oppføre seg om man møter en bjørn er tilgjengelig på websidene til Bjørneprosjektet, [www.bearproject.info](http://www.bearproject.info), Direktoratet for naturforvaltning, <http://www.dirnat.no/content/2215/Er-bjornen-farlig?> og Viltskadecenter, [http://www.viltskadecenter.se/index.php?option=com\\_content&task=view&id=114&Itemid=885](http://www.viltskadecenter.se/index.php?option=com_content&task=view&id=114&Itemid=885).

## **FREMTIDSUTSIKTER**

Bjørnens status i Sveriges rødliste for 2010 er LC (levedyktig) siden Bjørneprosjektet har beregnet en bestandsstørrelse på ca 3.300 (2.968-3.667) i 2008 med en årlig økning på 4,4%. Bjørnens status i Finlands rødliste fra 2000 er nær truet (NT), men bjørnestammen er økende også der og bestanden er beregnet til ca 800-1000 individer. I Norge er bjørnen listet som sterkt truet (EN) i rødlisten fra 2006, og den ville ha blitt listet som kritisk truet (CR) om ikke nabolandenes bestander hadde vært så store. Bjørnebestanden er imidlertid i vekst også i Norge. Bjørnens status er sterkt avhengig av menneskenes toleransenivå, noe som gjør det vanskelig å spå den fremtidige utviklingen. Her kommer vi med noen forsiktige spådommer basert på gjeldende politikk og bjørnens atferd.

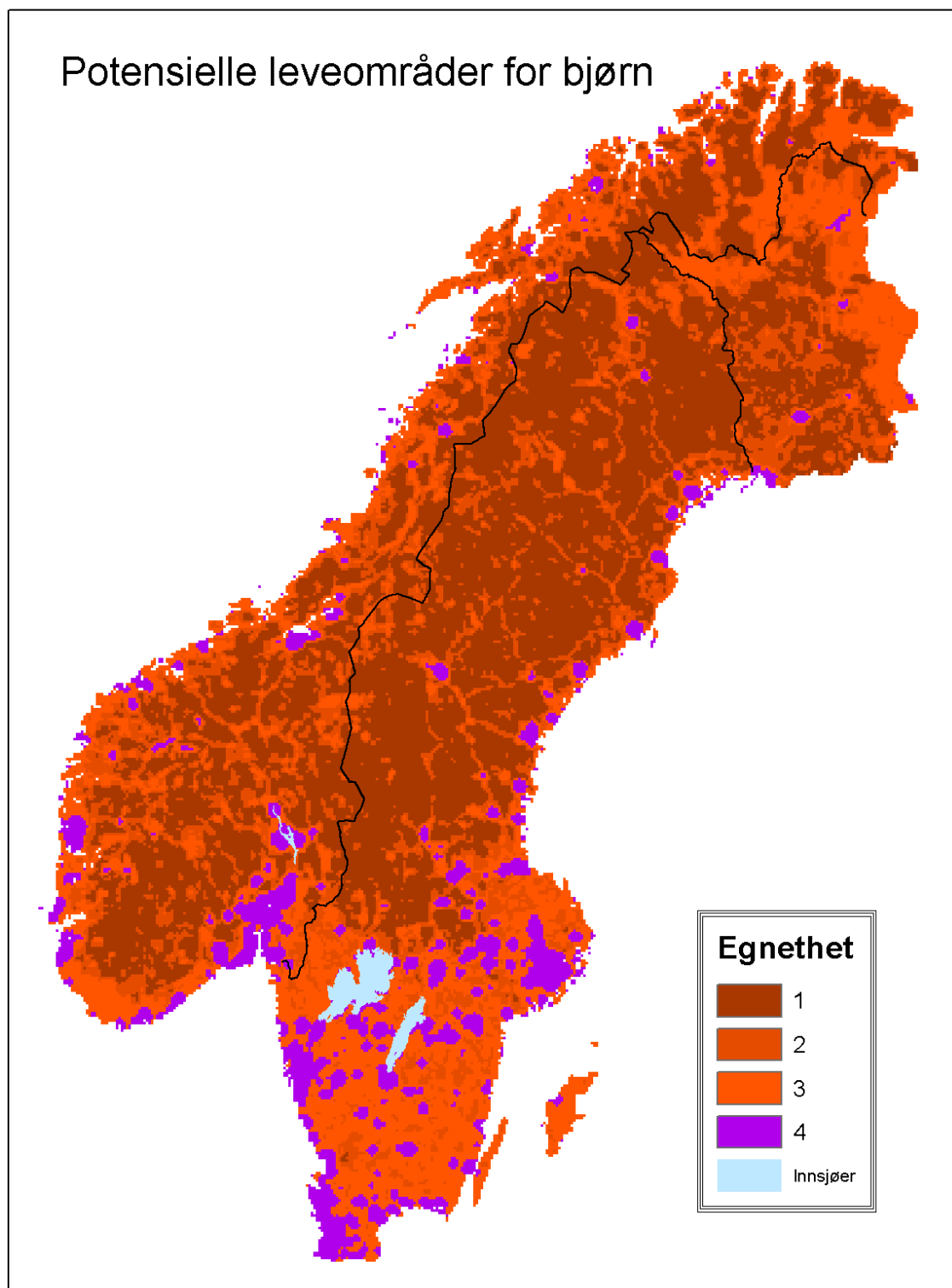
Sverige. Bjørner unngår bebodde områder, fritidsbebyggelse og veier. Dette minsker arealene med egnet bjørnehabitat, spesielt for voksne bjørner, som i sterkere grad unnviker menneskelig aktivitet. Dessuten foretrekker de skogdekte områder med mer ulendt terreng. Bjørnen kan også leve i fjellet ovenfor skoggrensen, men er mer utsatt for ulovlig jakt der, noe som er dokumentert i svenske fjellområder. Bjørneprosjektet har brukt disse forholdene til å lage en modell som viser potensielt bjørnehabitat i Skandinavia (figur 8). Vi testet denne modellen ved å se på hvor bjørnene ble felt under jakt i Sverige og fant at posisjonene stemte godt med modellen. Norsk institutt for naturforvaltning har foretatt en annen beregning over egnet brunbjørnhabitat i Skandinavia (figur 9). Denne modellen er noe annerledes enn den som ble brukt i Sverige, fordi høyfjell ikke ble ansett som "farlig" habitat. Dette var et bevisst valg, fordi store fjellområder i Sør-Norge var egnet bjørnehabitat i historisk tid og disse områdene ikke har tamreindrift. Begge modeller viser at det er store arealer med egnet bjørnehabitat i både Sverige og Norge.

Det er ikke mulig å beregne størrelsen av bjørnebestanden i Sverige i fremtiden basert på dagens trend, fordi jaktuttaket på landsnivå øker mye fortere enn bestandstilveksten (figur 6). Dette betyr at bestandsøkningen kommer til å minske fremover, og det er mulig at bestanden blir redusert i visse områder.

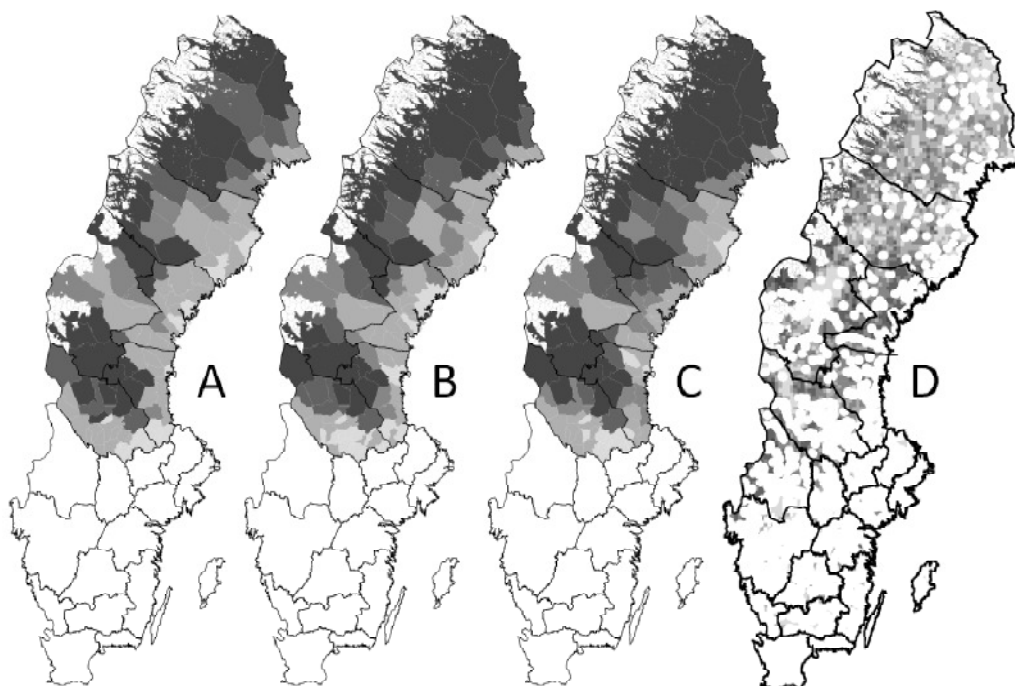


Figur 8. Kart over fordelingen av uegnet (rødt—unsuitable), mindre egnet (lys grønn—neutral) og velegnet (mørk grønn—good), bjørnehabitat i Skandinavia, basert på en modell som tar hensyn til bjørnens valg av skog og unnvikelse av menneskelig bebyggelse og høyfjell (Katajisto 2006).

Bjørneprosjektet også har dokumentert endringene i bjørnetettheten i Sverige siden 1998 basert på ”rovdjursobsen” (figur 10). Dette viser at tettheten øker generelt i Sverige og at bjørnene stadig oftere kommer inn i områder med menneskelig bebyggelse (ser ut som ”hull” i bjørnens habitat, figur 10D). Studier av svenskernes holdninger til bjørn viser at den er blitt mer negativ mellom 2004 og 2009 og at folk er blitt mer redde for bjørn, spesielt i områder med høy bjørnetetthet og i områder som bjørnen nylig er kommet til. Bjørnen skader få husdyr i Sverige, fordi husdyrhold i Sverige som regel foregår innenfor gjerder. Bjørnen tar imidlertid tamrein og elgkalver, noe som også skaper konflikter. Det er mulig at tiden er moden for å prøve å beregne hvor mange bjørn Sverige kan ha også basert på konfliktnivåer.



Figur 9. Kart over distribusjon av potensielle leveområder for bjørn i Skandinavia, delt opp i fire grader av egnethet. Denne modellen skiller seg fra den i figur 8, fordi vi valgte her å gi fjell over tregrensen en høyere grad av egnethet (fra Lande et al. 2003).



Figur 10. Endringer i tetthet av brunbjørn i Sverige på jaktkrets nivå basert på "rovdjursobsen". Mørkere nyanser viser høyere tetthet: A) 1998-2000, B) 2001-2003, C) 2004-2006. D) viser modellert habitatkvalitet basert på forekomst av skog, ulendt terreng og områder >10 km fra byer og tettsteder. Områder med mørkere nyanser er egnet for bjørn og hvite områder er <10 km fra byer og tettsteder (fra Kindberg 2010).

Norge. I motsetning til den svenske Riksdagen har Stortinget vedtatt klare og spesifikke politiske mål for bjørn i Norge: 15 årlige ynglinger fordelt på fire spesifiserte forvaltningsregioner for rovvilt (tabell 1). Et viktig spørsmål for forvaltningen er hvor mange individer dette tilsvarer. Modellen som er brukt for å beregne antall ynglinger pr dokumenterte binne i Norge (Vedlegget) kan også brukes for å beregne antall binner av alle aldrer pr yngling. Modellen beregnet 5,6 og 7,5 ynglinger (uten å ta hensyn til andelen av hjemmeområdet i et naboland) fra henholdsvis 40 og 49 binner i 2008 og 2009. Dette betyr henholdsvis 7,14 og 6,53 binner pr yngling. For 15 årlige ynglinger, blir dette henholdsvis 107 og 98 binner av alle aldrer ved oppnåelse av bestandsmålet i Norge.

Bjørnebestanden i Sverige har en ca 50:50 kjønnsfordeling, hvilket betyr at ca 100-110 binner ville tilsvare totalt ca 200-220 bjørn av alle alders- og kjønnskategorier (13-14,3 bjørn totalt pr yngling). Situasjonen er annerledes i Norge siden bestanden her er i randsonen til bestandene i nabolandene. Nesten alle hannbjørnene vandrer ut fra morens område og de kan vandre svært lange strekninger (maksimum ca. 500 km). Dette er i motsetning til binner som vanligvis etablerer et hjemmeområde som overlapper med morens hjemmeområde i varierende grad og som dermed ikke vandrer så langt (maksimum 90 km). Dette betyr at kjønnsfordelingen i den norske randbestanden har en overvekt av hanner. Dette vises klart i figur 2 fra Bioforsk sine DNA-analyser med henholdsvis 67% og 70% hanner i 2008 og 2009. Det er derfor vanskelig å beregne hvor mange bjørner totalt i Norge som ville tilsvare 100-110

binner. Grunnen er den den skjeve kjønnsfordelingen. Men en annen årsak til at dette vil bli vanskelig er den politiske beslutningen om at det ikke skal etableres ynglende binner i de fire forvaltningsregionene for rovvilt som ikke har et mål for årlige ynglinger av bjørn, og at terskelen for felling av bjørn skal være lav i disse regionene. Dette betyr at kjønnsfordelingen i Norge er avhengig av fellingspolitikken, spesielt i regionene uten et mål for årlige ynglinger, fordi jo høyere fellingstrykket er der, jo nærmere 50:50 blir kjønnsfordelingen i regionene med mål for årlige ynglinger og landet for øvrig ved måloppnåelsen.

Bjørneprosjektet har dokumentert størrelse på hjemmeområdene hos de forskjellige bjørnekategoriene til å være: 800-1100 km<sup>2</sup> for voksne hanner, 220-280 km<sup>2</sup> for enslige binner og 120-140 km<sup>2</sup> for binner med årsunger (gjennomsnittsverdier for henholdsvis våre sydlige og nordlige studieområdene). Det er imidlertid vanskelig å beregne hvor stort areal som behøves for å huse et gitt antall bjørn, blant annet fordi hjemmeområdene til beslektede binner overlapper, hannenes hjemmeområder overlapper med binnernes og med andre hannbjørners hjemmeområder, og hjemmeområdestørrelsene varierer med bestandstettheten. I Bjørneprosjektets studieområde i Dalarna-Gävleborg-Hedmark har vi beregnet en total bestand på ca. 223 bjørn (188-282) fordelt på 7.328 km<sup>2</sup>, som tilsvarer 30 bjørn pr 1000 km<sup>2</sup>. Området er et kjerneområde for binner, men inkluderer også deler med relativt lav bjørnetetthet, slik som i østlige Hedmark. Til sammenligning har Jämtlands län, med høye bjørnetettheter i kjerneområder for binner og andre områder med lite eller ingen bjørn, en bestand på ca 1000 bjørn fordelt på 49.444 km<sup>2</sup>, noe som tilsvarer 20 bjørn pr 1000 km<sup>2</sup>. Med denne tettheten ville det kreves ca 11.000 km<sup>2</sup> for å huse 220 bjørn. Ett annet problem er at bjørnetetthet avtar mot nord. Den gjennomsnittlige tettheten i vårt sydlige studieområde er 29,3 (maksimum over 60) bjørn pr 1000 km<sup>2</sup> mens i det nordlige området er det 11,3 (maksimum 30).

Hvis vi antar at en yngling motsvarer 5,6-7,5 binner av alle aldrer, en kjønnsfordeling på 50:50, tettheter på 20 og 30 bjørn pr 1000 km<sup>2</sup> innenfor kjerneområder for binner i regioner 5 og 6 og tettheter på 10 og 15 bjørn pr 1000 km<sup>2</sup> i regioner 7 og 8 kan vi beregne omtrent hvor store arealer som er nødvendig for å oppnå dagens mål for årlige bjørneynglinger i de forskjellige forvaltningsregionene for rovvilt. Resultatet av denne beregningen ligger mellom 1 og 16% av alle forvaltningsregionenes arealer (tabell 4). Det er viktig å poengtere at dette gjelder kun for binneområder og ikke områder med kun hannbjørn utenfor disse og at arealbehov kan være større i region 8 enn vi har beregnet om bjørnetettheten der er lavere enn vi har antatt.

Tabell 4. Anslag over behov for areal innenfor kjerneområder for binner som kreves for å oppnå målene for årlige ynglinger i forvaltningsregioner for rovvilt med mål for årlige ynglinger.

Region	Mål	Antall binner	Antall bjørn	Areal (km <sup>2</sup> )		
				Behov	Total	% av region
5	3	17-22	34-44	1100-2200	27 400	4-8
6	4	22-30	44-60	1500-3000	56 385	2-5
7	2	11-15	22-30	1500-3000	38 460	4-8
8	6	34-45	68-90	4500-9000	74 486	6-12

## **TAKKSIGELSER**

Denne rapporten er en oppdatert og omskrevet versjon av en tidligere rapport som handlet mest om bjørn i Sverige (Swenson m.fl. 2008) og var et sammendrag av vår kunnskap om den skandinaviske brunbjørnen og bygger hovedsakelig på forskning utført av Det skandinaviske bjørneprosjektet som har pågått siden 1984. Denne oppdaterte rapporten handler mer om norske forhold enn den tidligere rapporten. Det skandinaviske bjørneprosjektet er hovedsakelig finansiert av Direktoratet for naturforvaltning, Naturvårdsverket, WWF-Sverige, Svenska jägareförbundet og Norges forskningsråd. Vi takker alle som har bidratt til denne forskningen og til feltarbeidet—frivillige, feltarbeidere, studenter og samarbeidende forskere. Vi takker Geir Rune Rauset som har forbedret språket i rapporten.

## LITTERATUR

- ArtDatabanken (2006). *Ursus arctos* – brunbjörn. Faktablad. ArtDatabanken, SLU.  
[http://www.artdata.slu.se/rodlista/Faktablad/ursu\\_arc.PDF](http://www.artdata.slu.se/rodlista/Faktablad/ursu_arc.PDF)
- Beckmann, J. F. & J. Berger (2003). Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. *Journal of Zoology* 261: 207-212.
- Bellemain, E., J. E. Swenson, D. Tallmon, S. Brunberg & P. Taberlet (2005). Estimating population size of elusive animals with DNA from hunter-collected feces: four methods for brown bears. *Conservation Biology* 19(1): 150-161.
- Bellemain, E., J. E. Swenson & P. Taberlet (2006). Mating strategies in relation to sexually selected infanticide in a non-social carnivore: the brown bear. *Ethology* 112:238-246.
- Bellemain, E., A. Zedrosser, S. Manel, L. P. Waits & J. E. Swenson. (2006). The dilemma of female mate selection in the brown bear, a species with sexually selected infanticide. *Proceedings of the Royal Society London, Series B.* 273:283-291.
- Berger, J., J. E. Swenson & I-L. Persson. (2001). Recolonizing carnivores and naïve prey: conservation lessons from Pleistocene extinctions. *Science* 291:1036-1039.
- Bischof, R., J. E. Swenson, R. Fujita, A. Zedrosser & A. Söderberg. (2008). Hunting patterns, the ban on baiting, and harvest demographics of brown bears in Sweden. *Journal of Wildlife Management* 72:79-88.
- Bischof, R., J. E. Swenson, N. G. Yoccoz, A. Mysterud & O. Gimenez. (2009). The magnitude and demographic selectivity of natural and multiple anthropogenic mortality causes in hunted brown bears. *Journal of Animal Ecology* 78:656-665.
- Bischof, R. & J. E. Swenson. (2010). Estimating the number of annual reproductions based on the number of female brown bears documented in Norway in 2008 and 2009. Report No. 2010-1 from the Scandinavian Brown Bear Research Project.
- Björvall, A. (1990). The brown bear in Sweden. *Aquilo Series Zoologica* 27: 17-19.
- Brunberg, S. & J. Swenson (2006). Inventering av björn med hjälp av spillningsmetoden. Rapport Nr. 2006-1 från Skandinaviska Björnprojektet.
- Dahle, B. (2000). Extensive illegal killing of brown bears in Sweden. *International Bear News* 9 (2):7.
- Dahle, B. & J. E. Swenson (2003). Factors influencing length of maternal care in brown bears (*Ursus arctos*) and its effect on offspring. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 54:352-358.
- Dahle, B. & J. E. Swenson (2003). Family breakup in brown bears: are young forced to leave? *Journal of Mammalogy* 84:536-540.
- Dahle, B. & J. E. Swenson. (2003). Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *Journal of Zoology* 260: 329-335.
- Dahle, B. & J. E. Swenson (2003). Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. *Journal of Applied Ecology* 72: 660-667.
- Dahle, B., O. J. Sørensen, E. H. Wedul, J. E. Swenson & F. Sandegren. (1998). The diet of brown bears *Ursus arctos* in central Scandinavia: effect of access to free-ranging domestic sheep *Ovis aries*. *Wildlife Biology* 4:147-158.
- Dahle, B., O. G. Støen & J. E. Swenson. (2006). Factors influencing home-range size in subadult brown bears. *Journal of Mammalogy* 87:859-865.
- Elfström, M. & J. E. Swenson. (2009). Use of den sites by age and sex categories of Scandinavian brown bears. *Ursus* 20:85-93.
- Elfström, M., J. E. Swenson & J. P. Ball. (2008). Selection of denning habitats by Scandinavian brown bears. *Wildlife Biology* 14:176-187.



- Ericsson, G., C. Sandström, J. Kindberg & O.-G. Støen. (2010). Om svenskars rädsla för stora rovdjur, älg och vildsvin. Rapport 2010:1. Institutionen för vilt, fisk och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Friebe, A., J. E. Swenson & F. Sandegren (2001). Denning chronology of female brown bears in central Sweden. *Ursus* 12: 37-46.
- Gervasi, V., S. Brunberg & J. E. Swenson (2006). An individual approach to measure activity levels: a test on brown bears. *Wildlife Society Bulletin* 34:1314-1319.
- Gunther, K. A., M. A. Haroldson, K. Frey, S. L. Cain, J. Copeland & C. C. Schwartz (2004). "Grizzly bear – human conflicts in the Greater Yellowstone ecosystem, 1992-2000. *Ursus* 15:10-22.
- Hellgren, E. C. (1998). "Physiology of hibernation in bears. *Ursus* 10: 467-478.
- Hensel, R. J., W. A. Troyer & A. W. Erickson. (1969). "Reproduction in the female brown bear. *Journal of Wildlife Management* 33:357-365.
- Herrero, S., T. Smith, T. D. DeBruyn, K. Gunther & C. A. Matt. (2005). Brown bear habituation to people – safety, risks, and benefits. *Wildlife Society Bulletin* 33:362-373.
- Hilderbrand, G. V., S. G. Jenkins, C. C. Schwartz, T. A. Hanley & C. T. Robbins. (1999). Effect of seasonal differences in dietary meat intake on changes in body mass and composition in wild and captive brown bears. *Canadian Journal of Zoology* 77:1623-1630.
- Hilderbrand, G. V., C. C. Schwartz, C. T. Robbins, M. E. Jacoby, T. A. Hanley, S. M. Arthur & C. Servheen (1999). The importance of meat, particularly salmon, to body size, population productivity, and conservation of North American brown bears. *Canadian Journal of Zoology* 77:132-138.
- Hissa, R. (1997). Physiology of the European brown bear (*Ursus arctos arctos*). *Annales Zoologici Fennici* 34: 267-287.
- Hissa, R., J. Siekkinen, E. Hohtola, S. Saarela, A. Hakala & J. Pudas (1994). Seasonal patterns in the physiology of the European brown bear (*Ursus arctos arctos*) in Finland. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A. Physiology* 109:781-791.
- Hissa, R., E. Hohtola, T. Tuomala-Saramäki, T. Laine & H. Kellio. (1998). Seasonal changes in fatty acids and leptin contents in the plasma of the European brown bear. *Annales Zoologici Fennici* 35:215-224.
- Hissa, R., M. Puukka, E. Hohtola, M-L. Sassi & J. Risteli (1998). Seasonal changes in plasma nitrogenous compounds of the European brown bear (*Ursus arctos arctos*). *Annales Zoologici Fennici* 35:205-213.
- Katajisto, J. (2006). "Habitat use and spatial population dynamics of brown bears (*Ursus arctos*) in Scandinavia. Doctor of Science thesis, University of Helsinki, Helsinki, Finland.
- Kindberg, J. (2010). Monitoring and management of the Swedish brown bear (*Ursus arctos*) population. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden.
- Kingsley, M. C. S., J. A. Nagy & R. H. Russell (1983). Patterns of weight gain and loss for grizzly bears in Northern Canada. *International Conference on Bear Research and Management* 5: 174-178.
- Lande, U. S., J. D. C. Linnell, I. Herfindal, V. Salvatori, H. Brøseth, R. Andersen, J. Odden, H. Andrén, J. Karlsson, T. Willebrand, J. Persson, A. Landa, R. May, B. Dahle & J. E. Swenson. (2003). Utredningar i forbindelse med ny rovviltmelding. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS analyser på et økoregionalt nivå. *NINIA Fagrapport* 64:1-31.

- Laikre, L., R. Andrén, H. Larsson & N. Ryman. (1996). Inbreeding depression in brown bear *Ursus arctos*. *Biological Conservation*, 76: 69-72.
- Linnell, J. D. C., J. E. Swenson, R. Andersen & B. Barnes (2000). How vulnerable are denning bears to disturbance? *Wildlife Society Bulletin* 28:400-413..
- Manchi, S. & J. E. Swenson (2005). Denning behaviour of Scandinavian brown bears *Ursus arctos*. *Wildlife Biology* 11:123-132.
- Martin, J., M. Basille, B. Van Moorter, J. Kindberg, D. Allainé & J. E. Swenson. (2010). Coping with human disturbance: spatial and temporal tactics of brown bear. *Canadian Journal of Zoology* 88:875-883.
- May, R., J. van Dijk, P. Wabakken, J. D. C. Linnell, J. E. Swenson, B. Zimmerman, J. Odden, H. C. Pedersen, R. Andersen & A. Landa. (2008). Habitat differentiation within the large-carnivore community of Norway's multiple-use landscapes. *Journal of Applied Ecology* 45:1382-1391.
- McArthur Jope, K. L. (1983). Habituation of grizzly bears to people: a hypothesis. *International Conference on Bear Research and Management* 5: 322-327.
- Moe, T. F., J. Kindberg & J. E. Swenson. (2007). The importance of diel behaviour when studying habitat selection; examples from female Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology* 85:518-525.
- Mowat, G. & D. C. Heard (2006). Major components of grizzly bear diet across North America. *Canadian Journal of Zoology* 84: 473-489.
- Nellemann, C., O.-G. Støen, J. Kindberg, J. E. Swenson, I. Vistnes, G. Ericsson, J. Katajisto, B. P. Kaltenborn, J. Martin & A. Ordiz. (2007). Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation* 138:157-165.
- Nelson, R. A. (1980). "Protein and fat metabolism in hibernating bears. *Federation Proceedings* 39: 2955-2958.
- Nelson, R. A., G. E. Folk Jr., R. D. Feld & P. Ringens (1979). Biochemical transition from hibernation to normal activity in bears. *Federation Proceedings* 38: 1227.
- Nelson, R. A., G. E. Folk Jr., E. W. Pfeiffer, J. J. Craighead, C. J. Jonkel & D. L. Steiger (1983). Behavior, biochemistry and hibernation in black, grizzly and polar bears. *International Conference on Bear Research and Management* 5: 284-290.
- Nielsen, S. E., S. Herrero, M. S. Boyc, R. D. Mace, B. Brenn, M. L. Gibeau & S. Jevons (2004). Modelling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation* 120: 101-113.00
- Opseth, O. (1998). "Brown bear (*Ursus arctos*) diet and predation on moose (*Alces alces*) calves in the southern taiga zone in Sweden. M.Sc. Thesis, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim.
- Ordiz, A. (2010). Reproductive patterns and human-influenced behavior in brown bears. Implications for the conservation of large carnivores. PhD thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås and Universidad de León, León
- Ordiz, A., O.-G. Støen, J. E. Swenson, I.Kojola & R. Bischof. (2008). Distance-dependent effect of the nearest neighbour: spatio-temporal patterns in brown bear reproduction. *Ecology* 89:3327-3335.
- Ramsay, M. A. & R. L. Dunbrack. (1986). Physiological constraints on life history phenomena: the example of small bear cubs at birth. *American Naturalist* 127:735-743.
- Rauset, G. R. (2006) Estimating individual kill rates on moose (*Alces alces*) calves by brown bears (*Ursus arctos*) based on GPS technology and GIS cluster analysis. M.Sc. Thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås.

- Robbins, C.T., C.C. Schwartz & L. A. Felicetti. (2004). Nutritional ecology of ursids: a review of newer methods and management implications. *Ursus* 15:161-171.
- Rode, K. D., C. T. Robbins & L. A. Shipley. (2001). Constraints on herbivory by grizzly bears. *Oecologia* 128:62-71.
- Røskaft, E., T. Bjerke, B. Kaltenborn, J. D. C. Linnell & R. Andersen. (2003). Patterns of self-reported fear towards large carnivores among the Norwegian public. *Evolution and Human Behavior* 24:184-198.
- Roth, H. U. (1983). Diel activity of a remnant population of European brown bears. *International Conference on Bear Research and Management* 5:223-229.
- Sandegren, F. & J. Swenson. (1997). *Björnen—viltet, ekologin och människan*. Svenska Jägareförbundet, Stockholm.
- Sandström, C. & G. Ericsson. (2009). Om svenskars inställning till rovdjur- och rovdjurspolitik. Rapport 2009:1. Institutionen för vilt, fisk och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Schwartz, C. C., K. A. Keating, H. V. Reynolds, III, V. G. Barnes, Jr., R. A. Sellers, J. E. Swenson, S. D. Miller, B. N. McLellan, J. Keay, R. McCann, M. Gibeau, W. F. Wakkinen, R. D. Mace, W. Kasworm, R. Smith & S. Herrero. (2003). Reproductive maturation and senescence in the female brown bear. *Ursus* 14:109-119.
- Smith, T. S., S. Herrero & T. D. DeBruyn. (2005). Alaskan brown bears, humans and habituation. *Ursus* 16:1-10.
- Solberg, K. H., E. Bellemain, O.-M. Drageset, P. Taberlet & J. E. Swenson. (2006). An evaluation of field and non-invasive genetic methods to estimate brown bear (*Ursus arctos*) population size. *Biological Conservation* 128:158-168.
- Støen, O. G., E. Bellemain, S. Saebo & J. E. Swenson. (2005). Kin-related spatial structure in brown bears *Ursus arctos*. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 59: 191-197.
- Støen, O. G., A. Zedrosser, S. Saebo & J. E. Swenson. (2006). Inversely density-dependent dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148:356-364.
- Støen, O. G., A. Zedrosser, P. Wegge & J. E. Swenson (2006). Socially induced delayed primiparity in brown bears *Ursus arctos*. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 61:1-8.
- Swenson, J. E. (1999). Does hunting affect the behavior of brown bears in Eurasia? *Ursus* 11:157-162.
- Swenson, J. E. (2003). Implications of sexually selected infanticide for hunting of large carnivores. Pages 171-189 in M. Festa-Bianchet & M. Apollonio, eds. *Animal Behavior and Wildlife Management*. Island Press, Washington, D. C.
- Swenson, J. E. & H. Andrén. (2005). A tale of two countries: large carnivore depredations and compensation schemes in Sweden and Norway. Pages 323-339 in R. Woodroffe, S. Thirgood, & A. Rabinowitz, eds. *People and Wildlife: Conflict or Co-existence?* Cambridge University Press.
- Swenson, J. E. & F. Sandegren (1996). Sustainable brown bear harvest in Sweden estimated from hunter-provided information. *Journal of Wildlife Research* 1:229-232.
- Swenson, J. E. & F. Sandegren (1999). Den svenske bjørnebestandens levedyktighet. CBM:s Skriftserie 1:85-90.
- Swenson, J. & F. Sandegren (1999). Misstänkt illegal björnjakt i Sverige. Bilaga till Sammanhållen rovdjurspolitik: slutbetänkande av Rovdjursutredningen. Statens offentliga utredningar 1999:146. Stockholm, Sverige.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, A. Bjärvall, A. Söderberg, P. Wabakken & R. Franzén. (1994). Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. *Biological Conservation* 70: 9-17.

- Swenson, J. E., P. Wabakken, F. Sandegren, A. Bjärvall, R. Franzén & A. Söderberg. (1995). The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. *Wildlife Biology* 1:11-25.
- Swenson, J. E., T. M. Heggberget, P. Sandström, F. Sandegren, P. Wabakken, A. Bjärvall, A. Södervall, R. Franzén, J. D. C. Linnell & R. Andersen. (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.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, S. Brunberg & P. Wabakken. (1997). Winter den abandonment by brown bears (*Ursus arctos*): causes and consequences. *Wildlife Biology* 3:35-38.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, A. Söderberg, A. Bjärvall, R. Franzén & P. Wabakken. (1997). Infanticide caused by hunting of male bears. *Nature* 386:450-451.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, A. Bjärvall, R. Franzén, A. Söderberg & P. Wabakken. (1998). Status and management of the brown bear in Sweden, in C. Servheen, S. Herrero & B. Peyton (compilers). *Bears, Status Survey and Conservation Action Plan*, IUCN/SSC bear and polar bear specialist groups: IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 111-113.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, A. Bjärvall & P. Wabakken. (1998). Living with success: research needs for an expanding brown bear population. *Ursus* 10:17-23.
- Swenson, J. E., F. Sandegren & A. Söderberg. (1998). Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology* 67:819-826.
- Swenson, J. E., A. Jansson, R. Riig & F. Sandegren. (1999). Bears and ants: myrmecophagy by brown bears in central Scandinavia. *Canadian Journal of Zoology* 77: 551-561.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, A. Söderberg, M. Heim, O. J. Sørensen, A. Bjärvall, R. Franzén, S. Wikan & P. Wabakken. (1999). Interactions between brown bears and humans in Scandinavia. *Biosphere Conservation* 2:1-9.
- Swenson, J. E., K. Wallin, G. Ericsson, G. Cederlund & F. Sandegren. (1999). Effects of ear tagging on survival of moose calves. *Journal of Wildlife Management* 63:354-358.
- Swenson, J. E., B. Dahle & F. Sandegren. (2001). Intraspecific predation in Scandinavian brown bears older than cubs-of-the-year. *Ursus* 12:81-92.
- Swenson, J. E., B. Dahle & F. Sandegren. (2001). Bjørnens predasjon på elg. NINA Fagrapport 48.
- Swenson, J. E., F. Sandegren, S. Brunberg & P. Segerström. (2001). Factors associated with loss of brown bear cubs in Sweden. *Ursus* 12: 9-80.
- Swenson, J. E., B. Dahle, H. Busk, O. Opseth, T. Johansen, A. Söderberg, K. Wallin & G. Cederlund. (2007). Predation on moose calves by European brown bears. *Journal of Wildlife Management* 71:1993-1997.
- Swenson, J. E., V. Sahlén, S. Brunberg & J. Kindberg. (2008). Björnen i Sverige – kunskapsläget idag. Slutrapportering från Skandinaviska Björnprojektet till Naturvårdsverket (Viltforskningskommitten). Report No. 2008-6 from the Scandinavian Brown Bear Research Project.
- Sæther, B-E., S. Engen, J. E. Swenson, Ø. Bakke & F. Sandegren. (1998). Assessing the viability of Scandinavian brown bear, *Ursus arctos*, populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 83:403-416.
- Taberlet, P. & Bouvet, J. (1994). Mitochondrial DNA polymorphism, phylogeography, and conservation genetics of the brown bear (*Ursus arctos*) in Europe *Proceedings of the Royal Society London, Series B*. 255:195-200.
- Taberlet, P., J. E. Swenson, F. Sandegren & A. Bjärvall. (1995). Conservation genetics of the brown bear (*Ursus arctos*): localization of a contact zone between two highly

- divergent mitochondrial DNA lineages in Scandinavia. *Conservation Biology* 9:1255-1261.
- Tallmon, D. A., E. Bellemain, J. Swenson & P. Taberlet (2004). Genetic monitoring of Scandinavian brown bear effective population size and immigration. *Journal of Wildlife Management* 68:960-965.
- Tufto, J., B.-E. Sæther, S. Engen, J. E. Swenson & F. Sandegren. (1999). Harvesting strategies for conserving minimum viable populations based on World Conservation Union criteria: brown bears in Norway. *Proceedings of the Royal Society London, Series B* 266:961-967.
- Waits, L., P. Taberlet, J. E. Swenson, F. Sandegren & R. Franzén. (2000). Nuclear DNA microsatellite analysis of genetic diversity and gene flow in the Scandinavian brown bear (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology* 9:421-431.
- Wartiainen, I., C. Tobiassen, H. Brøseth, S. G. Bjervamoen & H. G. Eiken. 2009. Populasjonsovervåkning av brunbjørn 2005-2008: DNA analyse av prøver samlet i Norge i 2008. Bioforsk Report Vol. 4 Nr. 58. Bioforsk Jord og miljø, Svanhovd.
- Wartiainen, I., C. Tobiassen, H. Brøseth, M. Bergsvåg, S. G. Aarnes & H. G. Eiken. 2010. Populasjonsovervåkning av brunbjørn 2005-2008: DNA analyse av prøver samlet i Norge i 2009. Bioforsk Report Vol. 5 Nr. 72. Bioforsk Jord og miljø, Svanhovd.
- Wielgus, R. B. & F. L. Bunnell. (1995). Test of hypotheses for sexual segregation in grizzly bears. *Journal of Wildlife Management* 59:552-560.
- Wilson, S. M., M. J. Madel, D. J. Mattson, J. M. Graham, J. A. Burchfield & J. M. Belsky. (2005). Natural landscape features, human-related attractants and conflict hotspots: a spatial analysis of human-grizzly bear conflicts. *Ursus* 16:117-119.
- Zedrosser, A. & B. Dahle (2002). Brown bear attack in central Sweden. *International Bear News* 11:9.
- Zedrosser, A., G. Rauer, & L. Kruckenhauser. (2004). Early primiparity in brown bears. *Acta Theriologica* 49:427-432.
- Zedrosser, A., B. Dahle, J. E. Swenson & N. Gerstl (2001). Status and management of the brown bear in Europe. *Ursus* 12:9-20.
- Zedrosser, A. & J. E. Swenson. (2005). Do brown bear litter sizes reported by the public reflect litter sizes obtained by scientific methods? *Wildlife Society Bulletin* 33:1352-1356.
- Zedrosser, A., B. Dahle & J. E. Swenson. (2006). Population density and food conditions determine adult female body size in brown bears. *Journal of Mammalogy* 87:510-518.
- Zedrosser, A., E. Bellemain, P. Taberlet & J. E. Swenson. (2007). Genetic estimates of annual reproductive success in male brown bears: the effects of body size, age heterozygosity and population density. *Journal of Animal Ecology* 76:368-375.
- Zedrosser, A., B. Dahle, O. G. Støen & J. E. Swenson. (2009). The effects of primiparity on reproductive performance in the brown bear. *Oecologia* 160:847-854.
- Zedrosser, A., O. G. Støen, S. Saebo & J. E. Swenson. (2006). Should I stay, or should I go? Natal dispersal in the brown bear. *Animal Behaviour* 74:369-376

## VEDLEGG

### BEREGNING AV ANTALL ÅRLIGE YNGLINGER BASERT PÅ ANTALL DOKUMENTERTE BINNER I NORGE (BISCHOF & SWENSON 2010)

Stortingets politiske mål er at det skal være 15 årlige ynglinger av bjørn i Norge fordelt på 4 forvaltningssoner. Dette er et spesifikt mål og ikke for eksempel et minimumsmål. For å vite om målet er oppnådd kreves nøyaktige takseringer av bjørnebestanden. Overvåking av bestanden i Norge foregår i dag hovedsakelig ved hjelp av DNA-analyser av ekskrementer og hår, samt sporing og innsamling av observasjoner. Dette gir et minimum antall individer, for eksempel minimum antall binner (fra DNA-analyser), men kan ikke gi et nøyaktig estimat for antall ynglinger. Det skandinaviske bjørneprosjektet fikk i 2010 oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) om å:

- ▶ Beregne antall årlige ynglinger basert på antallet dokumenterte binner i Norge
- ▶ Kvantifisere usikkerheten i beregningen
- ▶ Bygge en modell som gjør det mulig for DN å gjenta beregningene i påfølgende år

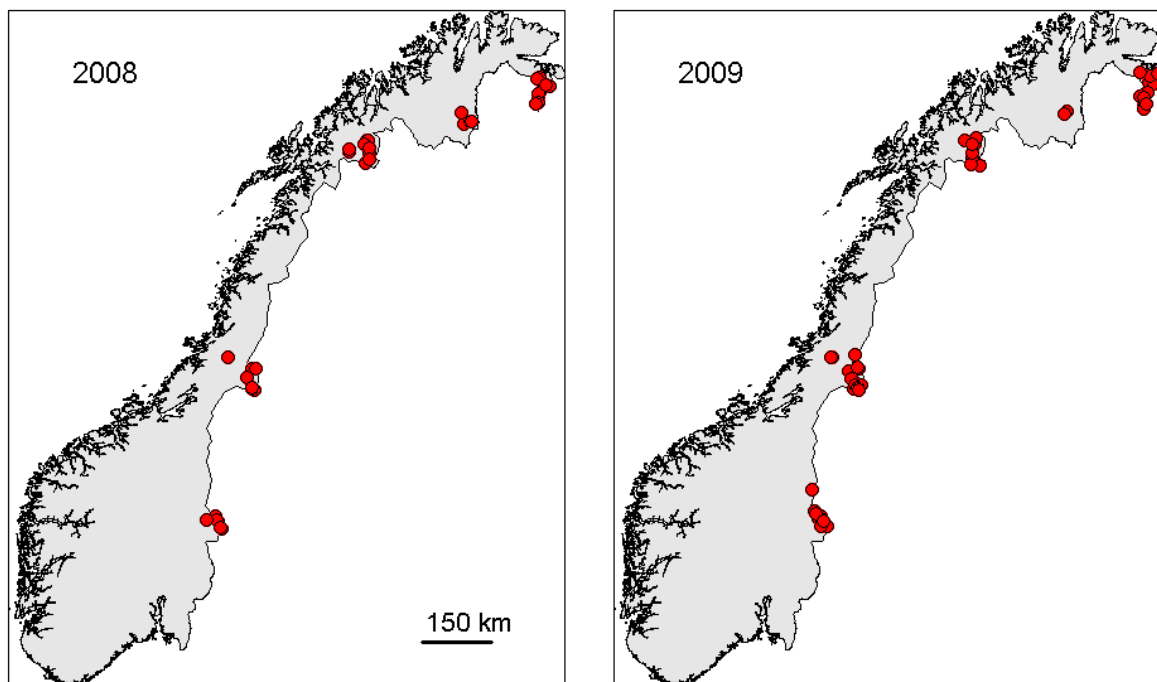
I dette arbeid har vi brukt følgende definisjoner:

- ▶ Årsunger defineres som unger født i hiet om vinteren før beregningen av antall ynglinger foretas.
- ▶ En yngling defineres som en binne som kommer ut av hiet med en eller flere årsunger (noen binner mister ungene i hiet og kommer derfor ut uten unger, men det er umulig å dokumentere dette med mindre de er radiomerket og man kan inspisere hiet. Disse tilfellene blir derfor ikke regnet som en yngling i denne modellen).

Vi samlet ingen nye data for denne modellen, men anvendte oss av de store mengder data som finnes allerede. Vi anvendte den felles norsk-svenske DNA-databasen som DN har samlet. Denne databasen inneholder genetiske profiler fra 2.915 bjørner samlet inn i perioden 2001-2009. Vi anvendte også data om forplantning og hjemmeområder fra 252 binner radiomerket og fulgt av Det skandinaviske bjørneprosjektet i perioden 1984-2008. Data om aldersfordeling m.m. kom fra 1.309 bjørner skutt av jegere i Sverige i perioden 1981-2008. Disse dataene forvaltes av den svenske Statens veterinärmedisinska anstalt (SVA).

I modellen måtte vi ta hensyn til de følgende viktige momentene:

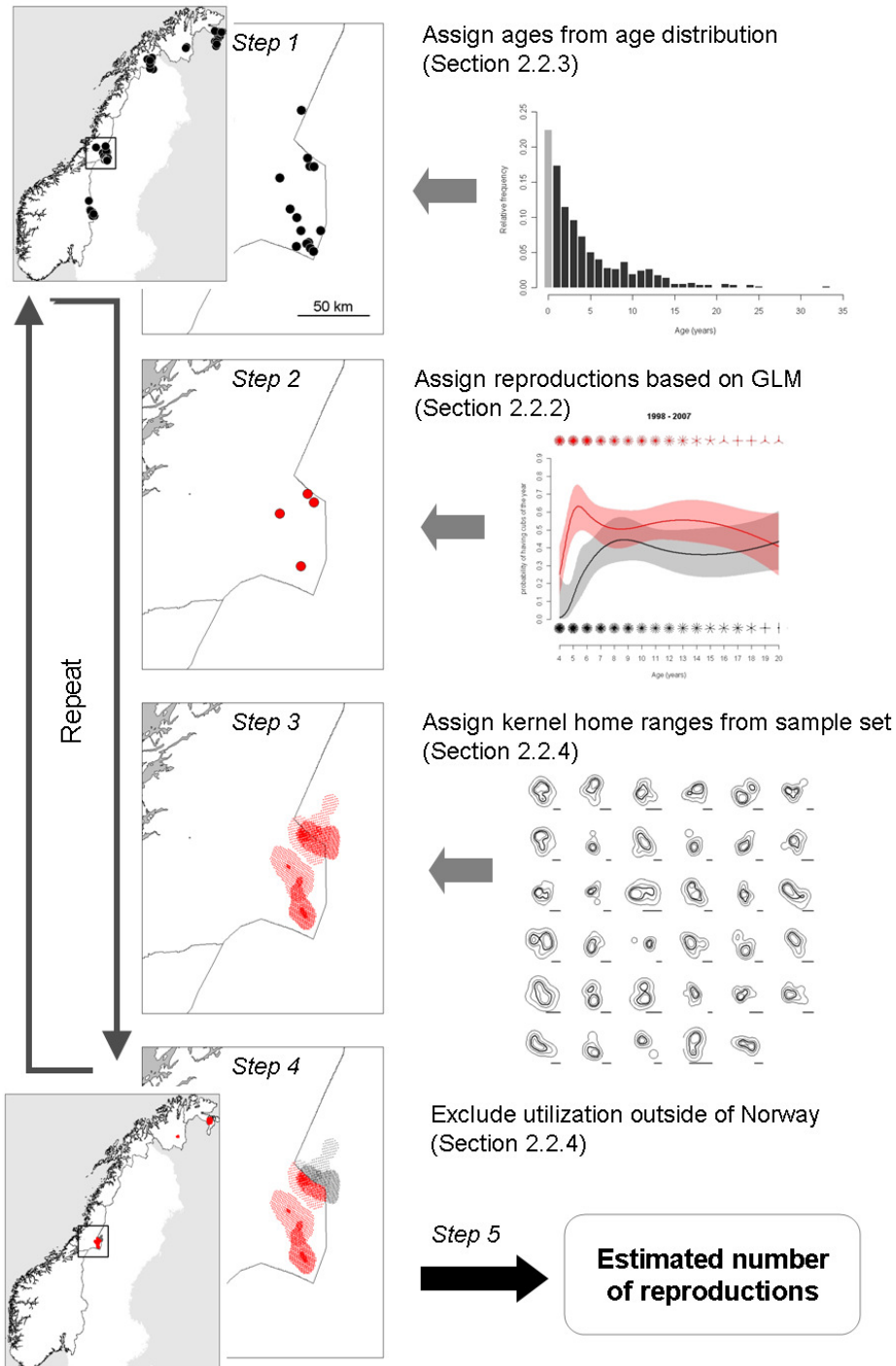
- ▶ Noen bjørner tilbringer tid både i Norge og nabolandene, hvilket er bekreftet av både radiotelemetristudier i Bjørneprosjektet og DNA-analyser fra Norge og Sverige.
- ▶ DNA-analysene fra Bioforsk dokumenterer at de fleste binnene i Norge befinner seg i grensetraktene (figur A).
- ▶ Ingen korrigering for effektene av disse to punktene vil føre til dobbelttelling over landegrensene.



Figur A. Forekomst av kjente binner i Norge i 2008 og 2009, basert på DNA analyser utført av Bioforsk, Svanhøvd (figurene fra Warttiainen m.fl. 2009, 2010).

Modellen ble bygget opp i fem steg (figur B). Det første steget var å kartlegge posisjonen til hver binne (det gjennomsnittlige midtpunktet ble brukt om det var flere prøver fra samme individ). Deretter måtte vi tildele binnene en alder, siden man ikke får alderen fra DNA-analyser. Alder er selvfølgelig viktig for sannsynligheten for at en binne har årsunger. Vi brukte aldersfordelingen for binner skutt av jegere i Sverige for å tildele binner i Norge en tilfeldig alder. Dette kunne vi gjøre fordi jaktuttaket i Sverige er lite selektivt for alder. Siden årsunger ikke blir skutt fordi de er fredet under jakten måtte vi også beregne og legge til andelen hunnlige årsunger i aldersfordelingen. Til dette brukte vi en populasjonsmodell basert på data fra de radiomerkede binnene.

Steg 2 besto av å tildele hver binne en sannsynlighet for å ha årsunger, basert på alderen hun er blitt tildelt. Ut fra data fra radiomerkede binner i det skandinaviske bjørneprosjektet vet vi sannsynligheten for at en binne kommer ut av hiet med unger basert på hennes alder. Denne sannsynligheten varierer mellom Bjørneprosjektets studieområder (rødt er fra studieområdet i Mellom-Sverige og grått fra området i Nord-Sverige i figur B, steg 2). Vi har brukt dataene fra Nord-Sverige i Nordland og nordover og data fra Mellom-Sverige for Nord-Trøndelag og sørover. Etter denne tildelingen, sitter vi igjen med et tilfeldig utvalg av binner som har årsunger, for eksempelet i figur B blir dette fire binner i Nord-Trøndelag.

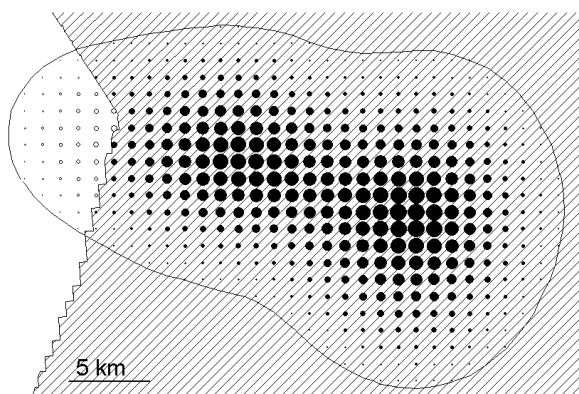


Figur B. En grafisk presentasjon av de fem hovedstegene i modellen brukt til å beregne minimum antall ynglinger i Norge ut fra antall dokumenterte binner i landet det samme året (leses fra topp til bunn på venstre side) og datakildene (høyre side) (fra Bischof & Swenson 2010).



I steg 3 tildelte vi binnene med årsunger et hjemmeområde. Vi brukte også her data fra de radiomerkede svenske bjørnene. Vi har valgt ut 36 årlige hjemmeområder fra 16 binner med årsunger og har brukt både størrelsen (95% kernel metode) og den faktiske utbredelsen av disse hjemmeområdene. Hjemmeområdenes størrelse er avhengig av bestandstetthet, fordi hjemmeområdene er større når bestandstettheten er mindre. Ettersom norske binner befinner seg i bjørneutbredelsens randsone, brukte vi 36 hjemmeområder fra radiomerkede binner i områder med lav bjørnetetthet. Bjørnetetthet ble estimert ut fra tettheten av skutte binner i Sverige. Hjemmeområdet legges så over midtpunktet for disse fire bjørnene med tilfeldig plassering.

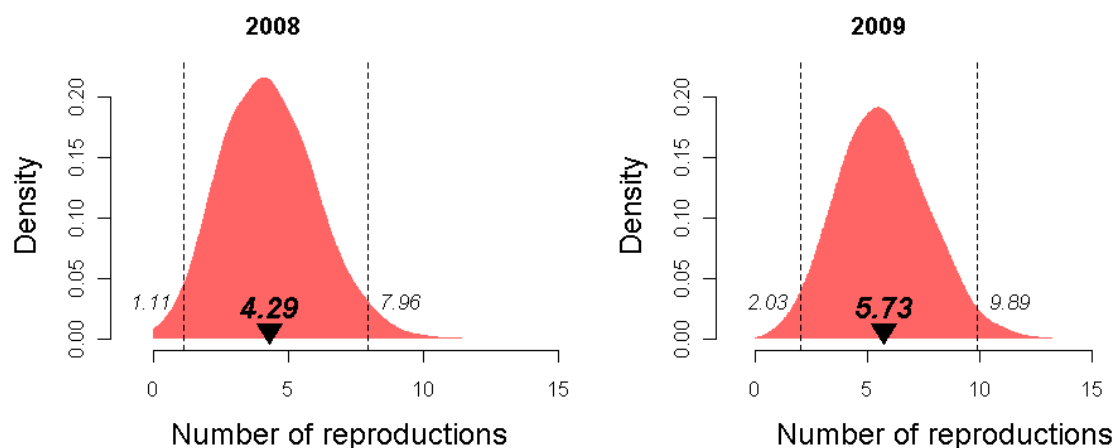
I steg 4 tok vi bort andelen av hjemmeområdene som ligger utenfor Norge. Her brukte vi ikke andelen av hjemmeområdets omfang, men heller andelen av bruken av hjemmeområdet (se figur C). Vi får da en verdi for hver binne, med maksimum 1, som tilsvarer en binne som er i Norge 100% av året. Ved å summere disse verdiene får vi ett estimat av antall ynglinger i Norge det året.



Figur C. Et eksempel på hvordan andelen av hjemmeområdet utenfor Norge ble kalkulert. Punktens størrelse viser sannsynligheten for at binna bruker området. Andelen av hjemmeområdet i Norge er en summering av disse sannsynlighetene og tilsvarer andelen av tiden som binna var i Norge det året. Dette blir mer riktig enn å beregne andelen av hjemmeområdets areal i Norge, siden bruken vanligvis er større i midten av hjemmeområdet.

For å få et endelig estimat av antall ynglinger i Norge for et gitt år og usikkerheten rundt dette estimatet, kjørte vi denne modellen 5.000 ganger. Hver gang tildelte vi nye aldrer, sannsynligheter for yngling, og hjemmeområdenes størrelse og plassering. Hver kjøring ga derfor et nytt antall ynglinger. Når man samler alle disse resultatene, får man en fordeling som gir et gjennomsnitt og et spenn, slik at man også kan finne tallene som omfatter 95% av resultatene rundt gjennomsnittet (figur D). Det er viktig å poengtere at resultatet er et minimumsestimert, siden det er basert på et minimum dokumentert antall binner i Norge i det gitte året.

Modellen ga en gjennomsnittsverdi (og 95% konfidensintervaller) på henholdsvis 4,29 ynglinger (1,11-7,96) i 2008 og 5,73 ynglinger (2,03-9,89) i 2009. Om vi ikke hadde korrigert resultatene for andelen av tid binnene brukte utenfor Norges grenser, ville estimatene ha vært 5,6 (2-10) og 7,5 ynglinger (3-13) i henholdsvis 2008 og 2009.



Figur D. Resultatene fra 5000 kjøringene av modellen for hvert av årene 2008 og 2009. Disse resultatene viser gjennomsnittsverdier, spennet av alle resultatene av modellkjøringene og 95% konfidensintervallene. Gjennomsnittsverdiene var på henholdsvis 4,29 ynglinger (1,11-7,96) og 5,73 ynglinger (2,03-9,89) i 2008 og 2009.

Et betydelig arbeid ble lagt ned for å vurdere hvor pålitelige modellens resultater var. Vi utførte følsomhetsanalyser, hvor vi målte effekten av å bryte de forskjellige forutsetningene i modellen. Dessuten utførte vi en kryssvalidering, hvor vi valgte ut tilfeldige ett-års data fra 91 radiomerkede svenske bjørner innen 75 km fra norskegrensen som vi ikke brukte til å bygge modellen eller for å anslå verdiene som vi brukte i modellen. Derfor kunne vi bruke disse dataene til å sammenligne virkelige tall mot estimater fra modellen. Resultatene viste at modellen er pålitelig. De som er interessert i disse testene henvises til rapporten (Bischof & Swenson 2010).