

Rovdjurens bevarandestatus

Delbetänkande av Rovdjursutredningen

Stockholm 2011



STATENS OFFENTLIGA
UTREDNINGAR

SOU 2011:37

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes Offentliga Publikationer på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Beställningsadress:
Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Orderfax: 08-598 191 91
Ordertel: 08-598 191 90
E-post: order.fritzes@nj.se
Internet: www.fritzes.se

Svara på remiss. Hur och varför. Statsrådsberedningen (SB PM 2003:2, reviderad 2009-05-02)
– En liten broschyr som underlättar arbetet för den som ska svara på remiss.
Broschyren är gratis och kan laddas ner eller beställas på
<http://www.regeringen.se/remiss>

Textbearbetning och layout har utförts av Regeringskansliet, FA/kommittéservice.

Tryckt av Elanders Sverige AB.
Stockholm 2011

ISBN 978-91-38-23573-7
ISSN 0375-250X

Till statsrådet och chefen för Miljödepartementet

Regeringen beslutade den 10 juni 2010 att tillsätta en särskild utredare med uppdrag att utvärdera de långsiktiga målen för rovdjursstammarna. Som särskild utredare förordnades samma dag Lars-Erik Liljelund.

Som sakkunniga förordnades fr.o.m. den 20 september 2010 kanslirådet Ruona Burman och departementssekreteraren Helena Busk.

Som experter förordnades fr.o.m. den 20 september 2010 professorn Henrik Andrén, biologen Klas Allander, docenten Tom Arnbom, professorn Staffan Bensch, generalsekreteraren Ann Dahlerus, biologen Mats Ericson, jägmästaren Jonnie Friberg, jaktvårdskonsulenterna Gunnar Glöersen, landstingsrådet Hans Hedlund, seniorrådgivaren Klas Hjelm, biologen Lina Holmgren, styrelseordföranden Ingrid Inga, miljöåklagaren Christer Jarlås, professorn Linda Laikre, näringshandläggaren Helén Larsson, ordföranden Solveig Larsson, styrelseledamoten Ulf Lovén, fäbodbrukaren Camilla Löfskog, forskaren Camilla Sandström, forskaren Annelie Sjölander Lindqvist, experten Annika Sohlman, miljövårdsdirektören Stig-Åke Svensson, lammproducenten Lotta Wallberg, forskaren Lotten Westberg och jakt- och viltexperten Anders Wetterin. Näringshandläggaren Helén Larsson entledigades från sitt uppdrag fr.o.m. den 17 januari 2011. Från och med samma dag förordnades förbundsjuristen Jenny Wik Karlsson som expert.

Som huvudsekreterare förordnades fr.o.m. den 1 september 2010 Thomas Nilsson och som sekreterare fr.o.m. samma dag Henrik Lange. Som sekreterare förordnades fr.o.m. den 1 april 2011 Therese Hansson.

Utredningen har antagit namnet Rovdjursutredningen.
Utredningen överlämnar härmed delbetänkandet Rovdjurens
bevarandestatus (SOU 2011:37).

Stockholm i april 2011

Lars-Erik Liljelund

/Thomas Nilsson
Henrik Lange
Therese Hansson

Innehåll

Sammanfattning	9
1 Inledning	13
1.1 Uppdraget.....	13
1.2 Bakgrund	13
1.3 Utredningens utgångspunkter för detta delbetänkande.....	15
1.4 Utredningens genomförande i de delar som redovisas i detta delbetänkande	17
2 Gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet	19
2.1 Riktlinjer för bedömning och rapportering enligt artikel 17	20
2.1.1 Referensvärden	23
2.1.2 Bedömning av trender	24
2.1.3 Påverkan och hot	25
2.1.4 Redovisning för varje art	25
2.2 Särskilda riktlinjer förvaltning av stora rovdjur	26
2.2.1 Rovdjursriktlinjernas tolkning av referenspopulation.....	27
2.2.2 Rovdjursriktlinjernas tolkning av referensvärde för utbredningsområde.....	29
2.2.3 Rovdjursriktlinjernas slutsatser om gynnsam bevarandestatus för stora rovdjur	29
2.3 Utredningens slutsatser.....	30

3	Vargens bevarandestatus	33
3.1	Utbredning och förekomst.....	34
3.1.1	Biogeografisk region.....	37
3.1.2	Referensvärde för utbredningsområdet.....	37
3.2	Populationen.....	38
3.2.1	Vetenskaplig utvärdering.....	42
3.2.2	Referensvärde för populationen.....	43
3.3	Livsmiljön	45
3.4	Påverkan och hot.....	46
3.5	Bedömning av bevarandestatusen.....	47
4	Björnens bevarandestatus.....	49
4.1	Utbredning och förekomst.....	49
4.1.1	Biogeografisk region.....	51
4.1.2	Referensvärde för utbredningsområdet.....	51
4.2	Populationen.....	52
4.2.1	Referensvärde för populationen.....	53
4.3	Livsmiljön	56
4.4	Påverkan och hot.....	58
4.5	Bedömning av bevarandestatusen.....	58
5	Järvens bevarandestatus.....	61
5.1	Utbredning och förekomst.....	61
5.1.1	Sverige.....	62
5.1.2	Norge.....	62
5.1.3	Biogeografisk region.....	63
5.1.4	Referensvärde för utbredningsområdet.....	63
5.2	Populationen.....	64
5.2.1	Säkra och sannolika föryngringar.....	66
5.2.2	Delpopulationer	68
5.2.3	Skogsjärvarna i Mellansverige.....	70
5.2.4	Referensvärde för populationen.....	70

5.3	Livsmiljön.....	72
5.4	Påverkan och hot.....	72
5.5	Bedömning av bevarandestatusen	72
6	Lodjurets bevarandestatus.....	75
6.1	Utbredning och förekomst	75
6.1.1	Referensvärde för utbredningsområdet.....	76
6.2	Populationen	78
6.2.1	Trend.....	78
6.2.2	Referensvärde för populationen	80
6.2.3	Jakt.....	81
6.3	Livsmiljön.....	82
6.4	Påverkan och hot.....	82
6.5	Bedömning av bevarandestatusen	82
7	Inventering och internationell samverkan	85
7.1	Inventering	85
7.1.1	Inventering av lodjur	86
7.1.2	Inventering av järv	86
7.1.3	Inventering av björn	86
7.1.4	Kvalitetssäkring av inventeringarna.....	86
7.1.5	Stamträd för det skandinaviska vargbeståndet.....	87
7.2	Samverkan med andra länder.....	87
7.2.1	Samverkan om genetisk förstärkning av det skandinaviska vargbeståndet	88
Bilagor		
Bilaga 1	Kommittédirektiv 2010:65.....	89
Bilaga 2	Tilläggsdirektiv 2011:5	99
Bilaga 3	Evaluation of the conservation genetic basis of management of grey wolves in Sweden	101

Sammanfattning

Rovdjursutredningen redovisar i detta delbetänkande bedömningar om populationerna av varg, björn, järv och lodjur har uppnått gynnsam bevarandestatus i enlighet med vad som anges i art- och habitatdirektivet. Utredningen har utgått från EU:s riktlinjer för förvaltning av stora rovdjur på populationsnivå och EU:s riktlinjer för bedömning och rapportering enligt art- och habitatdirektivets artikel 17.

Utredningens bedömningar av bevarandestatusen är biologiskt och vetenskapligt grundade. Utredningen har lagt tonvikt på behovet av genetisk variation för långsiktig livskraftighet. För att bedöma vargens bevarandestatus har en grupp av internationella forskare på utredningens uppdrag utvärderat och prövat de olika bedömningar som svenska forskare tidigare gjort av vargens genetiska status. Utredningen har tagit hänsyn till att de fyra rovdjursarterna förekommer i gränsöverskridande populationer som sträcker sig åtminstone över Skandinavien.

Enligt riktlinjerna ska referensvärden anges för populationsstorlek och utbredningsområde. Referensvärdet för populationsstorlek är det minsta antal individer som på lång sikt garanterar populationens livskraftighet. Referensvärdet för utbredningsområde är det område som krävs för att arten ska kunna uppnå gynnsam bevarandestatus.

Vargens bevarandestatus är inte gynnsam i Sverige, trots att antalet vargar stadigt ökat de senaste tre decennierna. Baserat på inventeringar i fält uppskattades det skandinaviska vargbeståndet vintern 2009/10 bestå av mellan 252 och 291 individer. Siffrorna anger beståndets storlek före licensjakten 2010.

Det avgörande skälet till att vargen inte har en gynnsam bevarandestatus är den mycket höga inavelsgraden i det nästan helt isolerade skandinaviska beståndet. Detta behöver åtgärdas i ett första steg. Läget bedöms vara allvarligt men möjligt att förbättra. Målsättningen bör vara att minska inavelsgraden från dagens cirka

30 % till under 10 %. Det skandinaviska vargbeståndets genetiska utbyte med östliga vargbestånd måste förbättras för att en gynnsam bevarandestatus ska kunna uppnås. I ett andra steg, när inavelsgraden har sänkts, bör det skandinaviska vargbeståndet öka i storlek. Det är nödvändigt för att sänkningen av inavelsgraden ska bli bestående och inte alltför mycket genetisk variation ska förloras. Ett provisoriskt referensvärde för den svenska delen av det skandinaviska vargbeståndet bör anges till 450 vargar. Med erfarenheter av de åtgärder som nu planeras för att öka genflödet och med ökad kunskap finns det anledning att göra en ny bedömning inför nästa rapporteringstillfälle 2019.

Björnens bevarandestatus i Sverige är gynnsam. Tillväxttakten var 4,5 % per år under perioden 1998–2007, men ligger troligen lägre nu på grund av ett större jaktuttag. Enligt de senaste beräkningarna finns det cirka 3 300 björnar i Sverige. Referensvärdet för den svenska delen av den skandinaviska björnpopulationen bör anges till 1 800 individer. Det finns uppgifter om invandrande hanar till den skandinaviska populationen österifrån, men det är inte känt i vilken omfattning detta sker och om det har någon effekt. Med dagens populationsstorlek gör utredningen bedömningen att förbindelsen med andra populationer är av mindre betydelse.

Järvens bevarandestatus i Sverige är för närvarande inte gynnsam eftersom populationsstorleken inte når upp till referensvärdet. Beståndet visar dock på god tillväxt över flera år och utbredningen ökar. Förutsättningar finns för järven att nå gynnsam bevarandestatus inom en relativt snar framtid. Det har de senaste åren registrerats i genomsnitt 104 föringringar per år, vilket motsvarar cirka 650 individer. Referensvärdet för den svenska delen av den skandinaviska järvpopulationen bör anges till 850 individer. På lång sikt kan förbindelsen med östliga populationer vara viktig för att säkerställa tillförsel av ny genetisk variation.

Lodjurets bevarandestatus i Sverige är gynnsam. Populationen visar en stabil trend över de tio senaste åren. Sett över en tjugofemårsperiod visar lodjurspopulationen på en stabil ökning med vissa regionala variationer, främst på grund av jakt. Sverige har i dag 250 lodjursfamiljegrupper, motsvarande 1 500 individer. Referensvärdet för den svenska delen av populationen bör anges till 1 200 individer. Genetiskt sett har lodjuret en god status, med mycket få tecken på inavel. Genflödet underlättas av att lodjuren kan röra sig fritt inom hela Skandinavien och Finland.

Tillförlitliga inventeringar och övervakningsprogram behövs för att kunna följa rovdjurens utveckling och bedöma deras bevarandestatus samt för beslut om jakt och andra förvaltningsåtgärder. Generellt håller de svenska inventeringarna av rovdjuren hög kvalitet, men det finns brister i kvalitetssäkringen på nationell nivå. Tillsynen av att rovdjursinventeringarna sker enligt Naturvårdsverkets utfärdade föreskrifter och allmänna råd måste stärkas.

Regeringen bör ta initiativ till regelbundna möten mellan rovdjursansvariga statssekreterare i Norge, Finland och Sverige. Samverkan bör stödjas av en övergripande politisk överenskommelse mellan länderna och innefatta både inventerings- och förvaltningsfrågor. Ambitionen bör vara att även inkludera Ryssland i samverkan.

1 Inledning

1.1 Uppdraget

Rovdjursutredningens uppdrag är enligt regeringens direktiv för utredningen (bilaga 1) att utvärdera målen för rovdjursstammarnas utveckling. Uppdraget ska slutredovisas senast den 1 juli 2012. Enligt samma direktiv ska utredningen senast den 31 mars 2011 i ett delbetänkande redovisa en bedömning av om populationerna av björn, järv, lodjur och varg har uppnått gynnsam bevarandestatus i enlighet med vad som anges i art- och habitatdirektivet. I tilläggsdirektiv till utredningen (bilaga 2) har regeringen senarelagt redovisningen till senast den 20 april 2011.

Regeringen anger i direktiven att utredningen ska samråda med berörda myndigheter, organisationer och andra intressen. Erfarenheter från Norge och Finland ska inhämtas. Utredningen ska utgå från internationella åtaganden samt de riktlinjer för förvaltning av stora rovdjur på populationsnivå som Europeiska kommissionen tagit fram.

1.2 Bakgrund

Frågan om livskraftiga rovdjursbestånd och vilka miniminivåer som bör gälla har behandlats av två tidigare statliga utredningar. Regeringen tillsatte 1998 en utredning för att utarbeta förslag till en sammanhållen rovdjurspolitik. Som en del av denna rovdjurspolitik redovisade utredningen förslag till miniminivåer för rovdjursarterna.¹ Utredningens förslag utgjorde grunden för regeringens proposition *Sammanhållen rovdjurspolitik*.² Baserat på förslagen i denna proposition

¹ SOU 1999:146.

² Prop. 2000/01:57.

antog riksdagen 2001 de mål för rovdjurspolitiken som i huvudsak fortfarande gäller.³ Det övergripande målet med politiken är att Sverige ska ta ansvar för att björn, varg, järv, lodjur och kungsörn finns i ett så stort antal att de långsiktigt finns kvar i den svenska faunan och att arterna kan sprida sig till sina naturliga utbredningsområden. Liksom för de 16 nationella miljökvalitetsmålen ska målet nås inom en generation. I propositionen föreslogs miniminivåer för de arter som hade uppnått sådana individantal att de bedömdes som åtminstone kortsiktigt livskraftiga. Detta gällde björn och lodjur. För björn angavs miniminivån till 100 föryngringar (dvs. antal kullar) per år, motsvarande 1 000 individer, och för lodjur 300 föryngringar, motsvarande 1 500 individer. För arter som inte hade nått sådana nivåer att deras överlevnad kunde anses säkrad i ett längre perspektiv, dvs. varg och järv, angavs etappmål i stället för miniminivåer. Etappmålet för varg sattes till 20 föryngringar per år, motsvarande 200 individer, och för järv 90 föryngringar, motsvarande 400 individer. När etappmålet är nått ska enligt propositionen en förnyad bedömning göras av artens utveckling och den framtida förvaltningen av arten.

År 2006 tillsatte regeringen en ny utredning om rovdjuren med uppdrag att bl.a. analysera utvecklingen av rovdjursstammarna och ange innebörden av en gynnsam bevarandestatus för rovdjursarterna. Utredningen presenterade i sitt betänkande bedömningar av bevarandestatusen för var och en av rovdjursarterna.⁴ Slutsatsen var att björn och lodjur hade gynnsam bevarandestatus, järv var på gränsen till gynnsam bevarandestatus och att varg inte hade gynnsam bevarandestatus. Utredningens betänkande är omfattande och innehåller bl.a. utförliga beskrivningar av de fyra rovdjursarternas historik och biologi. Dessa artbeskrivningar står sig fortfarande och har därför inte upprepats i föreliggande delbetänkande.

I propositionen *En ny rovdjursförvaltning*⁵ föreslogs samma övergripande mål för rovdjursstammarnas utveckling som riksdagen fastställde 2001. Den nationella miniminivån föreslogs ändras beträffande antalet årliga föryngringar av lodjur, där antalet kan tillåtas variera ned till 250. Vidare föreslogs att etappmålet om 20 föryngringar per år av varg förlängs samtidigt som antalet individer inte ska överstiga 210. Dessa målnivåer för lodjur och varg angavs gälla under tiden för den nuvarande Rovdjurs-

³ Bet. 2000/01:MJU9, rskr. 2000/01:174.

⁴ SOU 2007:89.

⁵ Prop. 2008/09:210.

utredningens genomförande. Målen för björn och järv föreslogs inte ändras. De förändrade målnivåerna fastställdes 2009 av riksdagen.⁶

Art- och habitatdirektivet anger ramarna för EU:s naturvårdspolitik. Direktivet trädde för Sveriges vidkommande i kraft vid inträdet i EU 1995. Syftet med direktivet är att bidra till att säkerställa den biologiska mångfalden genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Vart sjätte år ska medlemsländerna rapportera om bl.a. bevarandestatusen för de livsmiljöer och arter som finns listade i bilagor till direktivet. De fyra stora rovdjuren finns med i dessa bilagor. Sverige lämnade inte någon statusbedömning för de fyra rovdjursarterna vid det förra rapporteringstillfället 2007. Enligt vad utredningen erfarit berodde det på oklarheter om hur bedömningen skulle göras.

1.3 Utredningens utgångspunkter för detta delbetänkande

Utredningens uppdrag vad gäller detta delbetänkande har varit att bedöma bevarandestatusen för varg, björn, järv och lo. Bedömningen huruvida bevarandestatusen är gynnsam eller inte har gjorts utifrån art- och habitatdirektivets kriterier och de riktlinjer som tagits fram inom EU för bedömning och rapportering och för förvaltning av stora rovdjur på populationsnivå.

Under utredningens gång har det framförts synpunkter på att gynnsam bevarandestatus skulle vara ett "politiskt" begrepp och att kriterierna är mer "politiska" än rent "vetenskapliga". Utredningen delar inte denna uppfattning fullt ut. Visserligen är alla EG-direktiv resultat av förhandlingar, men många av de mer specifika kriterierna, som har en vägledande karaktär, är snarast resultatet av arbete i olika expertgrupper. Alla kriterier för att bedöma populationers livskraft eller bevarandestatus, även de som används inomvetenskapligt, är definierade av någon. Det är utredningens bestämda uppfattning att det inte i något sammanhang finns helt objektiva kriterier.

En utgångspunkt för utredningen har varit att bedömningarna av bevarandestatusen ska vara vetenskapligt grundade och bygga på biologisk kunskap om arterna och populationerna i fråga. Det finns stöd för det synsättet i riktlinjerna till direktivet. Jämfört med

⁶ Bet. 2009/10:MJU8, rskr. 2009/10:7.

andra arter som upptas i art- och habitatdirektivets bilagor finns det mycket kunskap och data om de stora rovdjuren som kan och bör användas i bedömningen. Förutom information om de specifika arterna och populationerna är generell bevarandebiologisk kunskap en viktig grund för bedömningarna. Även om direktivet är nästan 20 år gammalt bör bedömningarna bygga på den kunskap som finns tillgänglig i dag och inkludera de senaste vetenskapliga slutsatserna. För att leva upp till direktivets ambitioner bör bedömningen göras så allsidigt som möjligt och inkludera olika faktorer som kan påverka populationen. Exempelvis bör populationsekologins demografiska modeller kombineras med populationsgenetiska analyser för att få en helhetsbild.

Slutsatser om bevarandestatusen beror dels på tidsperspektivet, dels på vilka risker som kan anses vara acceptabla. Utredningens utgångspunkt har varit att populationerna ska klara sig på lång sikt, vilket överensstämmer med definitionen av gynnsam bevarandestatus i art- och habitatdirektivet. Det innebär att utredningen noga bedömt den genetiska statusen. En genetiskt utarmad population har generellt sett sämre förutsättningar i det långa loppet än en population som kan behålla variationsrikedomen.

Med utredningens vetenskapliga utgångspunkt har det inte varit möjligt att göra bedömningarna annat än för verkliga, biologiska populationer, oberoende av nations- och EU-gränser. Det finns stöd för detta synsätt i EU:s riktlinjer för förvaltning av stora rovdjur på populationsnivå. Vetenskapligt underbyggda bedömningar måste ta hänsyn till att alla fyra rovdjursarterna förekommer i gränsöverskridande populationer som sträcker sig åtminstone över Skandinavien. Kunskap om hur stort utbyte det finns med populationer öster om Skandinavien är viktig för att bedöma bevarandestatusen.

För ett begränsat geografiskt område som Skandinavien och med stora rovdjur som kräver mycket utrymme och föda måste bedömningen av populationernas bevarandestatus ta hänsyn till den ekologiska bärförmågan. I det ingår att se på relationer och konkurrens med andra arter i ekosystemet. Det gäller inte minst de fyra rovdjursarternas eventuella utnyttjande av samma födoresurs. Avvägningar kan behöva göras mellan vad som är önskvärt ur ett demografiskt och genetiskt perspektiv och vad som är möjligt för att inte överskrida bärförmågan.

Det är samtidigt viktigt att hålla isär vad som är naturgivna begränsningar och vad som är samhällets tolerans. Så har det t.ex. framförts synpunkter på att det samlade predationstrycket från

rovdjur borde beaktas i ett regionalt perspektiv. Utredningen delar denna uppfattning men menar att detta är en annan fråga än att bedöma bevarandestatusen.

Hänsyn till olika intressen i samhället är mycket viktig och måste tas när nationella mål och förvaltningsplaner ska fastställas. På lång sikt ska alla arter som listas i art- och habitatdirektivets bilagor kunna uppnå gynnsam bevarandestatus. I det kortare och därmed mer överskådliga tidsperspektivet behöver inte nödvändigtvis målen sättas på samma nivå som gynnsam bevarandestatus. Det måste vara möjligt att göra nationella och regionala avvägningar där andra hänsyn tas, även om handlingsfriheten i viss utsträckning kan begränsas för arter som inte har en gynnsam bevarandestatus. Utredningen kommer att återkomma till dessa frågor i sitt slutbetänkande.

Enligt jaktförordningen (1987:905) får skydds jakt och licensjakt efter björn, varg, järv och lo endast tillåtas om det inte försvårar upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus. Bestämmelserna motsvarar art- och habitatdirektivets artikel 16 som anger i vilka fall undantag får göras från det generella skydd som medlemsländerna är ålagda att ge arterna. Bedömningen av hur stora populationer som krävs för att uppnå gynnsam bevarandestatus kan därmed ha konsekvenser för förvaltningen av rovdjuret och för den vars egendom skadas av rovdjuret. Det bör dock påpekas att jaktförordningens bestämmelser är tillämpliga oavsett om bevarandestatusen bedöms vara gynnsam eller inte. Så länge arterna är skydds krävande enligt art- och habitatdirektivet kommer bestämmelserna att återopas i beslut som rör jakt eller andra begränsningar för arterna.

Utredningens uppfattning är att bedömningarna av rovdjurens bevarandestatus i första hand är en del av rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet. Syftet är att ur ett europeiskt perspektiv få en god uppfattning om statusen för de arter som listas i direktivets bilagor. Bedömningen är i allt väsentligt en biologiskt grundad bedömning. För bedömningar av målnivåer och förvaltningsbeslut öppnar direktivet för att även väga in socioekonomiska hänsyn.

1.4 Utredningens genomförande i de delar som redovisas i detta delbetänkande

Utredningen har sammanställt rapporter och annat underlag om rovdjurens status. En viktig informationskälla har varit de skandinaviska

forskningsprojekt som kontinuerligt sammanställer inventeringsdata och gör beräkningar av tillväxt och andra parametrar för de fyra rovdjursarterna. Utredningen har även tagit del av vetenskapliga artiklar av relevans för utredningens frågeställningar. En grupp av internationella forskare med bevarandebiologisk och främst genetisk inriktning har på utredningens uppdrag utvärderat och prövat de olika bedömningar som svenska forskare tidigare gjort av den svenska vargens status. Gruppen bestod av professor Michael Møller Hansen från Aarhus universitet i Danmark, dr Liselotte Wesley Andersen från Danmarks miljøundersøgelser, dr Jouni Aspi från Uleåborgs universitet i Finland och dr Richard Fredrickson från University of Montana, USA. Forskarna träffades i Stockholm den 11–13 januari 2009. Gruppens slutsatser och rekommendationer redovisas i bilaga 3.

Utredningen har under perioden oktober 2010 – mars 2011 haft tre möten med de experter och sakkunniga som regeringen utsett.

Utredaren och sekreterarna träffade i december 2010 företrädare för Norges statliga rovdjursförvaltning (Miljøverndepartementet och Direktoratet for naturforvaltning) och i februari 2011 företrädare för Finlands statliga rovdjursförvaltning (Jord- och skogsbruksministeriet).

Eftersom utredningens uppdrag enbart varit att lägga fram bedömningar av bevarandestatusen i detta delbetänkande och inte att förslå mål eller åtgärder redovisas inte några samhälls-ekonomiska konsekvensanalyser. Utredningen kommer att återkomma till denna fråga i slutbetänkandet.

2 Gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet

Gynnsam bevarandestatus är ett begrepp som återfinns i art- och habitatdirektivet.¹ Det definieras i artikel 1 i) på följande sätt:

En arts bevarandestatus: summan av de faktorer som påverkar den berörda arten och på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och mängden hos dess populationer inom det territorium som anges i artikel 2.²

Bevarandestatusen anses ”gynnsam” när

- uppgifter om den berörda artens populationsutveckling visar att arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö, och
- artens naturliga utbredningsområde varken minskar eller sannolikt kommer att minska inom en överskådlig framtid, och
- det finns, och sannolikt kommer att finnas, en tillräckligt stor livsmiljö för att artens populationer skall behållas på lång sikt.

Begreppet är infört i flera svenska författningar: jaktförordningen (1987:905), förordningen (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m., förordningen (2007:667) om allvarliga miljöskador och artskyddsförordningen (2007:845).

Enligt direktivets artikel 17 ska medlemsstaterna vart sjätte år rapportera till EU-kommissionen om genomförandet av de åtgärder som vidtagits till följd av detta direktiv. Enligt samma artikel ska rapporten ha den utformning som fastställs av Habitatkommittén,³ i vilken alla medlemsländer är representerade. Kraven på rapporteringen har efterhand ökat och innefattar bl.a. bedömning av bevarandestatusen för samtliga arter förtecknade i bilagorna II, IV och V till direktivet. Björn, varg och lo är upptagna i bilaga

¹ Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda växter och djur.

² Enligt artikel 2 är det medlemsstaternas europeiska territorium som omfattas av fördraget.

³ Enligt artikel 20 ska kommissionen biträdas av en kommitté.

IV som förtecknar arter som kräver strikt skydd. Järv finns tillsammans med varg och lo upptagna i bilaga II som anger djur- och växtarter vilkas bevarande kräver att särskilda bevarandeområden, s.k. Natura 2000-områden, ska utses.

EU-kommissionen har inför nästa rapporteringstillfälle 2013 (för perioden 2007–2012) tagit fram ett utkast till mallar för hur medlemsländernas rapporter ska utformas.⁴ Dessa mallar ska fastställas av Habitatkommittén. En av mallarna är en generell utvärderingsmatris för gynnsam bevarandestatus som anger vilka parametrar som ska rapporteras, vilka klasser bevarandestatusen ska delas in i och grunderna för hur gränserna mellan klasserna ska dras. Utvärderingsmatrisen utgår från direktivets definitioner och sätter ramarna för bedömningen av gynnsam bevarandestatus. Som vägledning till medlemsländerna har riktlinjer tagits fram: dels för bedömning och rapportering enligt artikel 17, dels för förvaltning av stora rovdjur (med ett avsnitt om bedömning av gynnsam bevarandestatus).

2.1 Riktlinjer för bedömning och rapportering enligt artikel 17

Habitatkommitténs expertgrupp för rapportering har inför nästa rapporteringstillfälle tagit fram ett utkast till riktlinjer för bedömning och rapportering enligt art- och habitatdirektivets artikel 17, i fortsättningen kallade ”artikel 17-riktlinjerna”.⁵ Detta utkast är en revidering av de riktlinjer som fanns inför förra rapporteringsperioden (2001–2006).⁶ Det finns även en del information i ett annat dokument från Habitatkommittén, benämnt DocHab-04-03/03 rev. 3, som artikel 17-riktlinjerna i flera fall citerar.⁷

Enligt artikel 17-riktlinjerna är begreppet gynnsam bevarandestatus ett generellt mål som ska nås för alla typer av habitat och alla arter av intresse för den europeiska gemenskapen (i enlighet med

⁴ Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Reporting Formats for the period 2007–2012. Draft February 2011, European Commission.

⁵ Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007–2012. Draft prepared by the Habitats Committee, February 2011.

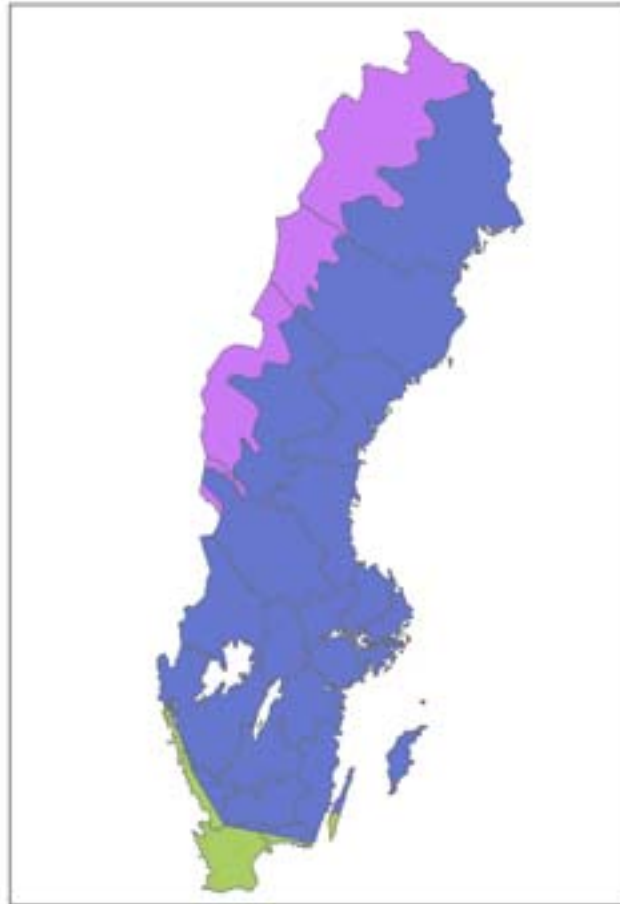
⁶ Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes & Guidelines, Final Draft October 2006.

⁷ Note to the Habitats Committee: Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001–2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev. 3).

direktivets artikel 2). Det kan förenklat beskrivas som en situation där naturtyper och arter är välmående och har goda förutsättningar att fortsätta vara det. Det här betyder att bara för att en art inte bedöms vara hotad (dvs. inte vara utsatt för någon direkt risk för utdöende) behöver den inte ha uppnått gynnsam bevarandestatus. Målen för art- och habitatdirektivet är i artikel 2 angivna i positiva termer syftande till en gynnsam situation för naturtyper och arter. Denna gynnsamma situation behöver enligt artikel 17-riktlinjerna definieras, nås och vidmakthållas.

Bevarandestatus är ett begrepp som först utvecklades inom ramen för arbetet med rödlistor för hotade och sårbara arter. Eftersom både artikel 17-rapporteringen och rödlistorna syftar till att bedöma arters och naturtyper bevarandestatus och oftast utgår från samma data borde de två ansatserna ge ett liknande resultat. Genom att olika kriterier används är dock överensstämmelsen inte alltid fullständig, även om man enligt artikel 17-riktlinjerna kan förvänta sig att en art som bedöms som Akut hotad i rödlistan kommer att bedömas ha en ej gynnsam bevarandestatus i art- och habitatdirektivets mening.

Figur 2.1 Biogeografiska regioner inom Sverige inom vilka rapporteringen av arters och livsmiljöers bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivets artikel 17 ska ske



Kommentar: Med grön färg markerat område ingår i den kontinentala regionen, med blå färg markerat område ingår i den boreala regionen och med lila färg markerat område ingår i den alpina regionen.

Rapporteringen enligt artikel 17 ska göras av varje medlemsland på biogeografisk nivå inom biogeografiska regioner (figur 2.1). Om en art till största delen förekommer i en biogeografisk region men i viss utsträckning också i en angränsande region inom samma land

kan en samlad rapportering för arten göras som inkluderar bägge regionerna.

Enligt riktlinjerna uppmanas medlemsländer (i EU) som delar gränsöverskridande populationer att göra gemensamma bedömningar. Varje medlemsland ska dock rapportera resultaten. Gemensamma bedömningar bör framför allt göras när det finns en viss grad av samarbete och gemensam förståelse av behovet av förvaltningsåtgärder. Som exempel anges de stora rovdjuren. I tidigare riktlinjer nämndes även att det kunde finnas behov av att ta hänsyn till populationer som delas med icke-medlemsländer, men detta nämns inte i det senaste utkastet av riktlinjerna. Om det är ett förbiseende eller ett aktivt ställningstagande är inte känt av utredningen.

2.1.1 Referensvärden

Medlemsstaterna ska ange referensvärden för utbredningsområde och populationsstorlek för arterna i direktivets bilaga II, IV och V till direktivet. Dessa referensvärden får inte sättas lägre än utgångsläget när direktivet trädde i kraft. Det innebär för Sverige inträdet i EU den 1 januari 1995. Referensvärdena ska enbart baseras på vetenskapliga fakta och kan behöva justeras mellan rapporteringsperioderna ifall kunskapen om naturtyper och arter förändras. Som bakgrund till hur dessa värden ska tas fram hänvisas till allmän litteratur om bevarandebiologi. Expertomdömen kan användas om andra data saknas eller som ett komplement om befintliga data inte är tillräckliga.

Referensvärdet för utbredningsområdet är det område som krävs för att arten ska kunna uppnå gynnsam bevarandestatus. Ett sådant område ska rymma artens ekologiska variation inom en given biogeografisk region. Det ska vara tillräckligt stort för att tillåta långsiktig överlevnad av arten. Nuvarande utbredning, potentiell utbredning, historisk utbredning och yta som krävs för en livskraftig population (inkluderande överväganden om förbindelse med andra populationer och in- och utvandring) kan vara användbar bakgrundsinformation vid framtagandet av referensvärdet.

När en art av egen kraft har spritt sig till ett nytt område eller när en art har återintroducerats till ett område där den tidigare har

funnits ska detta område anses vara en del av artens ”naturliga” utbredningsområde.⁸

Referenspopulation är den populationsstorlek som bedöms vara minimum för att på lång sikt garantera populationens/artens livskraftighet. Följande information anges vara användbar för att uppskatta referenspopulationen:

- Historisk förekomst och hur vanlig arten varit (och skälen till förändring)
- Potentiell utbredning
- Biologiska och ekologiska förhållanden
- Migrationsmönster och spridningsvägar
- Genflöde och genetisk variation

Det krävs också att populationen är tillräckligt stor för att klara naturliga fluktuationer och ge en sund populationsstruktur. Referensvärdet ska baseras på artens ekologi och genetik. Populationsbiologiska sårbarhetsanalyser som beräknar minsta livskraftiga population (’minimum viable population’, MVP) anges vara användbara för att definiera en referenspopulation, men för de flesta arter konstaterar man att andra angreppssätt måste användas. Uppskattningar av minsta livskraftiga population är enligt artikel 17-riktlinjerna per definition alltid lägre än den populationsstorlek som krävs för gynnsam bevarandestatus.

2.1.2 Bedömning av trender

Information om trender är ett viktigt underlag för att bedöma bevarandestatusen. Det är särskilt viktigt för populationer som ligger under eller omkring referensvärdena. För dessa populationer kan en gynnsam bevarandestatus bara uppnås eller bestå om det finns en stabil eller ökande trend. Trender ska rapporteras för utbredning, populationsstorlek och livsmiljö och i första hand bedömas på ”kort sikt”, vilket enligt riktlinjerna är 12 år (två rapporteringsperioder). Om det inte finns data för exakt denna tidsperiod ska en tidsperiod så nära 12 år som möjligt väljas, alternativt ska förändringen över 12 år uppskattas. Det finns även möjlighet att ange trender på lång sikt, vilket enligt riktlinjerna är 24 år, men den

⁸ Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC, final version, February 2007.

uppgiften ska i 2013 års rapportering inte användas för att bedöma bevarandestatusen (förmodligen för att man räknar med att det i ganska få fall finns så långa observationsserier).

Det är viktigt att skilja mellan en trend över tiden, som är det som ska ingå i bedömningen, och fluktuationer. För att upptäcka fluktuationer krävs regelbunden övervakning av populationen, helst över långa tidsintervall. För förändringar i utbredningsområdet kan det vara svårt att skilja trender från fluktuationer även över längre tidsperioder. Enligt artikel 17-riktlinjerna är 12 år troligen en alltför kort tid.

För trender i livsmiljön, dvs. förändringar av livsmiljöns kvantitet och kvalitet, ska endast riktningen rapporteras (0, + eller -). För utbredningsområdet och populationsstorleken efterfrågas även trendens storlek angiven i procent över tidsperioden (dock inget krav, 'optional').

2.1.3 Påverkan och hot

För rapportering enligt artikel 17 definieras påverkan som något som har en negativ effekt på populationen nu eller har haft en negativ effekt under den senaste rapporteringsperioden (sex år). Hot definieras som något som förväntas ge en negativ effekt på populationen i framtiden, vilket i detta sammanhang definieras som två rapporteringsperioder, dvs. de närmaste 12 åren. Som påverkan och hot räknas både mänskliga aktiviteter, t.ex. jakt och spridning av föroreningar, och naturliga fenomen, t.ex. konkurrens med andra arter. Även inavel och de effekter den kan ha på populationen kan utgöra ett hot. En lista med koder för alla påverkans- och hotfaktorer har tagits fram.⁹

2.1.4 Redovisning för varje art

För varje art ska sammanfattningsvis följande information bedömas och redovisas. Bedömning och redovisning ska i första hand göras på biogeografisk nivå.

⁹ Listan med påverkans- och hotfaktorer finns tillgänglig på referensportalen för artikel 17-rapportering (under uppbyggnad):
<http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17/reference_portal>.

- Artens utbredningsområde på nationell och biogeografisk nivå. Inkluderar även trend och referensvärde för utbredningsområde.
- Populationens storlek. Inkluderar även trend och referensvärde för populationsstorlek.
- Artens livsmiljö, både ytan och kvaliteten. Inkluderar även trend.
- Framtidsutsikter inkluderat påverkan (nu) och hot (i en nära framtid).
- Samlad bedömning av bevarandestatusen baserat på ovanstående uppgifter.

Enligt riktlinjerna ska bedömningarna av bevarandestatus resultera i någon av följande tre klasser:

- *Gynnsam* som innebär att arten har gynnsam bevarandestatus (betecknas med grön färg i sammanställningar och på kartor),
- *Ej gynnsam/otillfredsställande* som innebär att förändringar krävs i förvaltning eller politik men att risken för utdöende i en överskådlig framtid inte är så hög (betecknas med gul färg) och
- *Ej gynnsam/dålig* som innebär att risken för åtminstone ett regionalt utdöende (dvs. att landets population försvinner) är hög (betecknas med röd färg).

En art hamnar i den sämsta klassen (Ej gynnsam/dålig) om läget för minst någon av parametrarna (utbredning, populationsstorlek, livsmiljö eller framtidsutsikter) bedöms vara dåligt. Som kriterier för dåligt anges bl.a. att det nuvarande utbredningsområde är mer än 10 % under referensvärdet eller att populationsstorleken är mer än 25 % under referensvärdet.

2.2 Särskilda riktlinjer förvaltning av stora rovdjur

EU-kommissionen (miljödirektoratet) har, vid sidan av de generella riktlinjerna för rapportering enligt artikel 17, låtit ta fram riktlinjer för förvaltning av stora rovdjur på populationsnivå,¹⁰ i fortsättningen kallade "rovdjursriktlinjerna". Riktlinjerna har utarbetats av en arbetsgrupp inom "Large Carnivore Initiative for

¹⁰ Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores. 2008. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission. Compiled by J. Linnell, V. Salvatori and L. Boitani.

Europe” (LCIE). Som skäl till att det behövs särskilda riktlinjer anger kommissionen att det är svårt för enskilda medlemsländer att nå upp till de krav art- och habitatdirektivet ställer när det gäller arter med låga populationstätheter och gränsöverskridande populationer.¹¹ Kommissionen framhåller också att när rovdjuren återvänder till platser där de inte funnits på mycket länge så är risken stor för konflikter mellan rovdjur och människor. För att förvalta och skydda de stora rovdjuren krävs gemensamma och samordnade åtgärder av alla berörda länder. Kommissionen menar därför att det är viktigt att medlemsländer som delar en rovdjurspopulation utvecklar samordnade förvaltningsplaner.

Rovdjursriktlinjerna handlar i första hand om hur de stora rovdjuren ska förvaltas, men innehåller även ett avsnitt om bedömning av gynnsam bevarandestatus med avseende på dessa djur. Enligt kommissionen är riktlinjerna inte juridiskt bindande men de utgör en referenspunkt för kommissionens övervakning av medlemsländernas åtgärder för att uppfylla art- och habitatdirektivets krav.

Riktlinjerna tar sin utgångspunkt i art- och habitatdirektivet och artikel 17-riktlinjerna som tidigare beskrivits i detta kapitel. Rovdjursriktlinjerna har också haft som mål att riktlinjerna ska ligga i linje med Bernkonventionen, Bonnkonventionen, konventionen om biologisk mångfald och Internationella naturvårdsunionens (IUCN) procedurer för rödlistning av arter. Detta bland annat för att underlätta samarbete med länder som inte är medlemmar i EU (men som förhoppningsvis åtminstone skrivit under någon av konventionerna eller deltar i IUCN:s arbete).

2.2.1 Rovdjursriktlinjernas tolkning av referenspopulation

Rovdjursriktlinjerna försöker ytterligare konkretisera vad som menas med en referenspopulation, dvs. en population som har gynnsam bevarandestatus. Man tar fasta på den tolkning som återfinns i artikel 17-riktlinjerna att för att en populations bevarandestatus ska vara gynnsam krävs mer än ”minsta livskraftiga population” (MVP). Eftersom MVP därmed är en utgångspunkt, en lägsta nivå att referera till, är det viktigt att försöka definiera denna nivå. Detta anser man bör göras enligt IUCN:s rödlistningskriterium E, eftersom det utgör en vitt spridd internationell standard för utdöende-

¹¹ Note to the Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores, European Commission, DG Environment, 01.07.2008.

risk och angivelse av MVP. Enligt kriterium E betraktas en population som ej hotad om sannolikheten för utdöende är mindre än 10 % över en 100-årsperiod. Det betyder i rödlistningstermer att populationen inte befinner sig i någon av de tre hotkategorierna (Akut hotad, Starkt hotad eller Sårbar). Det betyder vidare att en population som sämst får hamna i kategorin Nära hotad för att komma över gränsen MVP. I riktlinjerna påpekas att många bevarandebiologer anser att 10 % utdöenderisk är en alltför liberal nivå och att en acceptabel risknivå borde ligga på 5 % eller lägre över en 100-årsperiod. Riktlinjerna föreslår dock att gränsen ska sättas enligt IUCN:s riktlinjer för Nära hotad, dvs. mindre än 10 % utdöenderisk på 100 år.

De sårbarhetsanalyser som krävs för att beräkna MVP och kunna använda kriterium E kräver ofta mycket data. I många fall finns inte dessa data. Som alternativ föreslås i rovdjursriktlinjerna att IUCN:s rödlistningskriterium D används istället. Kriterium D bygger på en uppskattning av antalet individer i populationen (populationsstorleken). Om gränsen sätts på samma sätt som för kriterium E, dvs. mellan kategorierna Sårbar och Nära hotad innebär det att det krävs mer än 1 000 könsmogna individer för att en population ska klassas som Nära hotad. Det förs sedan ett resonemang om att IUCN:s kategorier egentligen är skapade för globala bedömningar och inte för regionala eller nationella. Om det handlar om en regional population som står i förbindelse med andra regionala populationer har det föreslagits (se referenser i riktlinjerna) att hotkategorin under vissa förutsättningar kan nedgraderas ett steg. Det skulle innebära att om det finns en så stor immigration till en population att det ger en demografisk effekt skulle det i princip inte behöva finnas mer än 250 könsmogna individer i populationen (gränsen mellan kategorierna Starkt hotad och Sårbar enligt IUCN:s globala regler, som med nedgradering med ett steg blir gränsen mellan Sårbar och Nära hotad).

Enligt rovdjursriktlinjerna borde en populationsstorlek som ligger över gränsen för MVP vara tillräcklig för att garantera livskraftighet på kort till medellång sikt, under förutsättning att data är korrekta och förhållandena är konstanta. Ett problem är dock att många av de analyser som ligger till grund för MVP ofta saknar genetisk information och inte tar hänsyn till katastrofhändelser, t.ex. utbrott av sjukdomar. Analyserna tar ofta inte heller hänsyn till långsiktiga förändringar av miljön, t.ex. klimatförändringar och förändringar i markanvändning. Det talar för att MVP är den

absolut lägsta gränsen och att man inte får ha alltför stor tilltro till beräknade nivåer. Vid förvaltningen av stora rovdjur är det viktigt att kontinuerligt följa populationens status och att det finns möjlighet att förändra bedömningar och uppsatta mål, dvs. att man har en adaptiv förvaltning. Riktlinjerna rekommenderar att referensvärdet för populationsstorlek sätts betydligt högre än gränsen för MVP. Riktlinjerna framhåller dock att extremen i andra änden, att ange ett maximalt värde för gynnsam bevarandestatus, t.ex. populationsstorleken om all potentiell livsmiljö ockuperades, inte är lämpligt för de stora rovdjuren. Framförallt gäller det för arter som vargen som kan leva i många olika typer av miljö, men som associeras med en mängd konflikter.

2.2.2 Rovdjursriktlinjernas tolkning av referensvärde för utbredningsområde

Riktlinjerna tar upp tre viktiga aspekter: livsmiljöns kvalitet (bytes-tillgång, tillgång på lyor samt skydd) populationstäthet (ekologisk bärformåga och samhällelig bärformåga; den samhälleliga bärformågan är sannolikt lägre än den ekologiska) och förbindelse (konnektivitet) med andra populationer som möjliggör in- och utvandring och genflöde.

Den långsiktiga livskraftigheten hos en population förbättras om den står i förbindelse med andra populationer. Som en tumregel anger riktlinjerna att det krävs minst en genetiskt effektiv invandrare per generation (dvs. minst en invandrare per generation som lyckas etablera sig och reproducera sig i den nya populationen) för att förhindra inavel. För att uppnå signifikanta demografiska effekter krävs dock ett större utbyte. För att möjliggöra in- och utvandring kan ett större utbredningsområde behöva anges som referensvärde än vad som annars skulle vara fallet.

2.2.3 Rovdjursriktlinjernas slutsatser om gynnsam bevarandestatus för stora rovdjur

En population kan enligt rovdjursriktlinjerna anses ha uppnått gynnsam bevarandestatus om alla följande kriterier har uppnåtts:

1. Övervakningsdata visar att populationsstorleken är stabil eller ökande.

2. Utbredningsområdet för arten är stabilt eller ökande.
3. Livsmiljöns mängd och kvalitet är tillräcklig och kommer att fortsätta att vara så.
4. Populationens storlek och utbredningsområde är lika eller större än när art- och habitatdirektivet trädde i kraft (för Sverige innebär det inträdet i EU 1995).
5. Referenspopulationens storlek har nåtts. Enligt rovdjursriktlinjernas förslag ska detta referensvärde läggas på en högre nivå än vad som kan anses utgöra gränsvärdet för en livskraftig population enligt IUCN:s rödlistningskriterium E eller D.
6. Arten förekommer inom hela det utbredningsområde som angetts som referensvärde.
7. Det finns förbindelse inom och mellan populationer (åtminstone en genetiskt effektiv invandrare per år).
8. Det finns ett ”robust” övervakningsprogram.

Riktlinjerna förordar att bedömningen görs på populationsnivå oberoende av nationsgränser, dvs. att om en population finns i flera länder ska en samlad bedömning göras av populationen och om ett land har två separata populationer av en art så ska en separat bedömning göras för var och en av dem. En konsekvens av detta förhållningssätt kan vara att en population som finns i flera länder kan ha en gynnsam bevarandestatus även om delarna av populationen i respektive land inte har det var för sig. Rovdjursriktlinjerna nämner inte specifikt om detta synsätt bara ska gälla EU-medlemsländer eller också andra länder. Det hänger sannolikt samman med att riktlinjerna utarbetats för att även vara ett underlag för samarbete i andra sammanhang, t.ex. mellan länder som ratificerat Bernkonventionen.

2.3 Utredningens slutsatser

Riktlinjerna har tagits fram av expertgrupper för att ge vägledning till medlemsländerna, och kanske framför allt för att harmonisera bedömningar och rapportering mellan länderna. Riktlinjerna är inte juridiska dokument och det kan därmed inte förväntas att de i alla detaljer ska vara helt överensstämmande med varandra.

I stora drag överensstämmer ändå artikel 17-riktlinjerna och rovdjursriktlinjerna med varandra. Rovdjursriktlinjerna har ett större

fokus på förvaltning, och därmed inte oväntat på gränsöverskridande populationer och de komplikationer i förvaltning och bedömningar av statusen som detta medför. Det finns skillnader i synsätt mellan dokumenten, bl.a. tas samhälleliga faktorer (konflikt-risker och samhällelig bärförmåga) in i rovdjursriktlinjerna, vilket inte berörs i artikel 17-riktlinjerna. Rovdjursriktlinjerna tar inte upp påverkan och hot mot arten i sina förslag till kriterier, vilket är en del av bedömningen av gynnsam bevarandestatus enligt artikel 17-riktlinjerna och Habitatkommitténs rapporteringsmallar.

Utredningens uppfattning, som redogjorts för i kapitel 1, är att hänsyn till socioekonomiska faktorer inte ska tas med i bedömningen av bevarandestatus. Utredningen följer Habitatkommitténs rapporteringsmallar och redovisar i kapitel 3–6 påverkan och hot för respektive art.

Rovdjursriktlinjerna för in de s.k. D- och E-kriterierna från rödlistans begreppsvärld som en grund för bedömningen och anger högst 10 % utdöendesannolikhet över 100 år som kriterium, vilket inte artikel 17-riktlinjerna gör. Med E-kriteriet menas sårbarhetsanalyser som beräknar minsta livskraftiga population (MVP). Även artikel-17-riktlinjerna anger att MVP är en bra grund för att sätta referensvärdet för populationsstorlek, men utan att referera till någon bestämd utdöendesannolikhet. Utredningen redogör i kapitel 3–6 för tidigare publicerade sårbarhetsanalyser för de skandinaviska rovdjuren. Dessa sårbarhetsanalyser inkluderar dock inte alla relevanta aspekter, vilket gör att resultaten av analyserna måste kombineras med annan information.

Både artikel 17- och rovdjursriktlinjerna tar upp genetiska faktorer som en del av bedömningen. Rovdjursriktlinjerna är mer specifika, bl.a. om behovet av förbindelser och genetiskt utbyte inom populationen och med andra populationer. Eftersom specifika analyser av populationernas genetiska status i allmänhet saknas har utredningen i sina bedömningar av bevarandestatusen använt genetiska tumregler, framfört allt den s.k. 50/500-tumregeln.¹² Den bygger på begreppet effektiv populationsstorlek och innebär att det behövs en effektiv populationsstorlek på minst 50 för att undvika inavel och minst 500 för att på lång sikt bibehålla den genetiska variationen. Detta synsätt är mer ambitiöst än rovdjursriktlinjernas. För varg har genetiska analyser funnits tillgängliga för utredningen

¹² Se t.ex. Frankham, R. m.fl. 2002: *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press.

och dessa ligger till grund för den i kapitel 3 redovisade bedömningen av vargens bevarandestatus.

Rovdjursriktlinjerna tar också upp övervakning av populationerna som ett kriterium. Utredningen anser inte att det kriteriet bör kunna fälla avgörandet om en population har uppnått gynnsam bevarandestatus eller inte. Utredningen delar dock uppfattningen att övervakning och inventering av rovdjuren behövs, både som ett underlag för att bedöma populationernas bevarandestatus och som en viktig grund för förvaltningen.

Rovdjursriktlinjerna utgår från ett samlat europeiskt perspektiv och identifierar populationer gemensamma för länder inom och utom unionen. Artikel 17-riktlinjerna uppmanar till gemensamma bedömningar av gränsöverskridande populationer, fast bara inom EU och i de fall det finns ett visst mått av samarbete och gemensamt synsätt på förvaltning. Som framgår av kapitel 1 är utredningens utgångspunkt att bedömningarna bör göras för biologiska populationer oberoende av nations- eller EU-gränser. Det innebär inte nödvändigtvis att bedömningen måste göras tillsammans utan det innebär snarare att Sverige i sin bedömning tar hänsyn till antal, utbredning etc. i grannländerna, i första hand Norge.

För att underlätta den rapportering som regeringen ska göra till EU-kommissionen har utredningen valt att följa strukturen i Habitatkommitténs rapporteringsmallar. Det innebär att bedömningar av populationernas utbredningsområde, storlek, livsmiljö och framtidsutsikter vägs samman i en samlad bedömning av respektive arts bevarandestatus i Sverige. Utredningen redovisar även för varje art hur utfallet blir i förhållande till de åtta kriterier som beskrivs i rovdjursriktlinjerna.

3 Vargens bevarandestatus

Utredningens bedömning: Vargens bevarandestatus är inte gynnsam i Sverige, trots att antalet vargar stadigt ökat de senaste tre decennierna. Det avgörande problemet, som behöver åtgärdas i ett första steg, är den mycket höga inavelsgraden i det nästan helt isolerade skandinaviska beståndet. Läget bedöms vara allvarligt men möjligt att förbättra. Målsättningen bör vara att minska inavelsgraden från dagens cirka 30 % till under 10 %. Det skandinaviska vargbeståndets genetiska utbyte med östliga vargbestånd måste förbättras för att en gynnsam bevarandestatus ska kunna uppnås. I ett andra steg, när inavelsgraden har sänkts, bör det skandinaviska vargbeståndet öka i storlek. Det är nödvändigt för att sänkningen av inavelsgraden ska bli bestående och inte alltför mycket genetisk variation ska förloras. Som ett provisoriskt referensvärde för den svenska delen av det skandinaviska vargbeståndet föreslår utredningen 450 vargar.

Enligt riksdagens senaste beslut om rovdjurspolitiken är etappmålet för varg (*Canis lupus*) minst 20 föryngringar per år och högst 210 individer i Sverige.¹ Etappmålet inkluderar även revir på gränsen mellan Sverige och Norge. Det angivna maximala antalet individer gäller enligt beslutet fram till dess att effekterna av vargbeståndets utveckling inom Sverige och bedömningen av artens bevarandestatus har utvärderats och redovisats. Enligt regeringen innebär det senast den 1 juli 2012 då utvärderingen ska överlämnas till regeringen.² Rovdjursutredningen har tillsatts för att göra denna utvärdering, som delvis redovisas i detta delbetänkande. I det beslut som riksdagen fattade 2001, då etappmålet om minst 20 föryngringar fastställdes, ingick att förekomst av varg i renskötsel-

¹ Bet. 2009/10: MJU8, rskr. 2009/10:7.

² Prop. 2008/09:210.

området i huvudsak ska begränsas till de områden utanför renskötselns åretruntmarker där den gör minst skada.³ I Norge har Stortinget satt upp målet att det ska vara minst 3 helnorska föryngringar per år inom den s.k. vargzonen i sydöstra Norge som består av delar av Oslo, Akershus, Østfold och Hedmark fylke.⁴ I övriga delar av Norge, dvs. större delen av landet, tillåts inte vargen att etablera sig stationärt. Målen om antal föryngringar per år har nåtts i både Sverige och Norge.

3.1 Utbredning och förekomst

Vargarna i Skandinavien utgör en del av en ursprungligen sammanhängande vargpopulation i Europa och norra Asien. Det finns fortfarande ett visst men mycket begränsat utbyte mellan vargarna i Skandinavien och de som finns i Finland och ryska Karelen, främst genom invandring av enstaka individer till Sverige från Finland. Sannolikt rör sig vargar då och då även mellan ryska Karelen och andra områden i Ryssland och de baltiska länderna där varg också förekommer. Studier av vargpopulationer i Finland, Ryssland och Östeuropa visar att genetisk isolering kan uppstå även om det inte finns några fysiska barriärer, s.k. "isolation by distance".^{5 6}

Inom Skandinavien förekommer vargen stationärt och reproducerande i mellersta Sverige (främst i Värmlands, Dalarnas, Gävleborgs, Örebro, Västmanlands och Västra Götalands län) och i angränsande delar av Norge (figur 3.1). Tillfälliga förekomster finns registrerade i större delen av Sverige (figur 3.2). Mönstret är sannolikt detsamma i Norge.

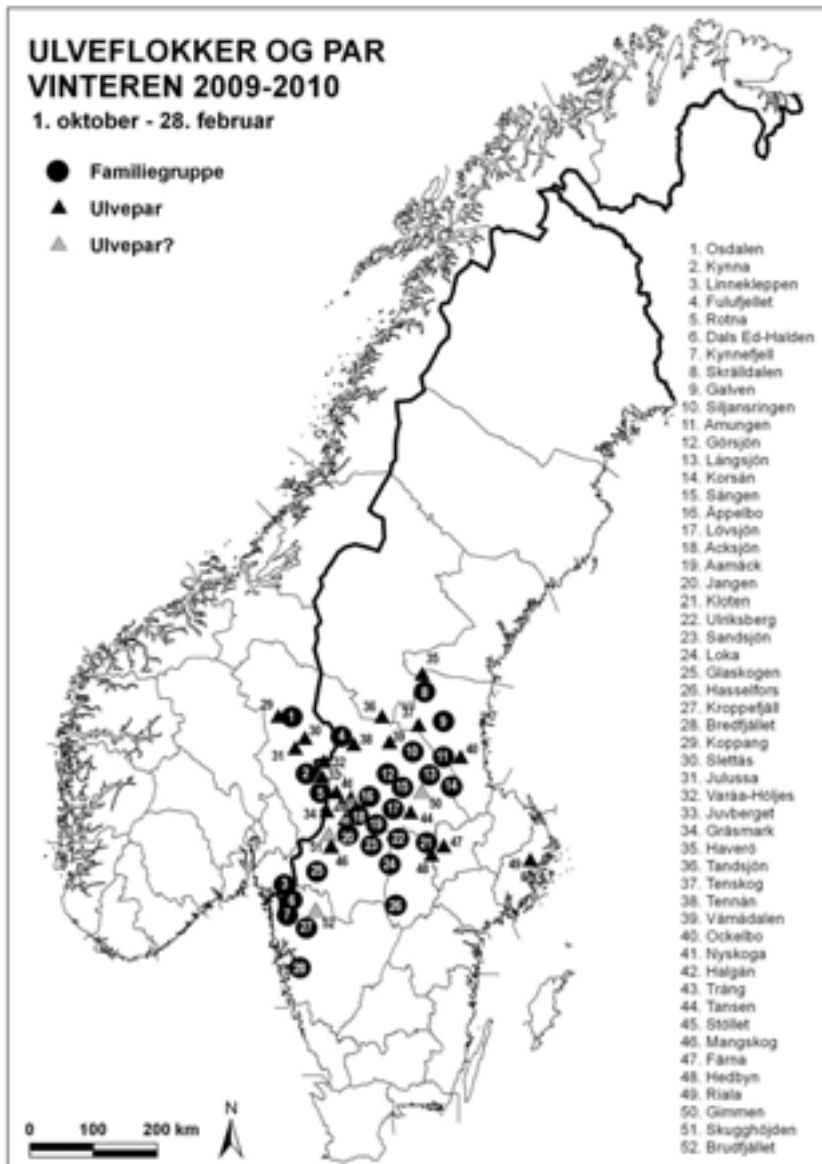
³ Prop. 2000/01:57, bet. 2000/01:MJU9, rskr. 2000/01:174.

⁴ <<http://www.roviltportalen.no/content/2598/Malsetting>>.

⁵ Pilot, M. m.fl. 2006: Ecological factors influence population genetic structure of European grey wolves. *Molecular Ecology* 15:4533-4553.

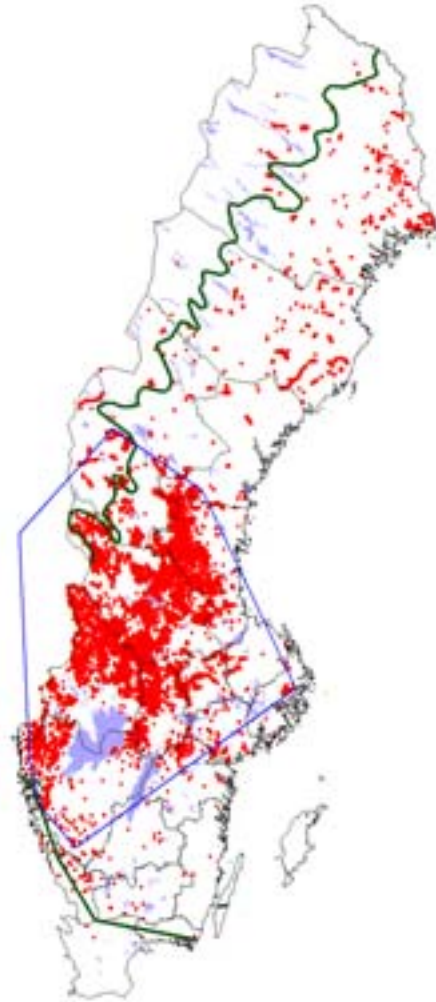
⁶ Aspi, J. m.fl. 2009: Genetic structure of the northwestern Russian wolf populations and gene flow between Russia and Finland. *Conservation Genetics* 10: 815-826.

Figur 3.1 Utbredningen av vargflockar (familjegrupper) och revirmarkerande par i Skandinavien under perioden oktober-februari vintern 2009/10



Källa: Forskningsprojektet Skandulv, statusrapport vintern 2009/10

Figur 3.2 Observationer av varg i Sverige registrerade i databasen Rovdjursforum av länsstyrelserna under sex säsonger (2005/06–2011/12). Kartan visar registrerad förekomst. Samma varg kan representeras av flera prickar i kartbilden. Innanför den blå linjen har samtliga vargrevir med familjegrupper eller revirhävande par registrerats under denna period. De gröna linjerna visar gränserna mellan de biogeografiska regionerna, se figur 2.1 för förklaring



Källa: Viltskadecenter

3.1.1 Biogeografisk region

De skandinaviska vargarnas kärnförekomst inom vilken föryngring sker finns i dag i stort sett enbart inom den boreala regionen (figur 3.2). Enstaka vargar på vandring kan röra sig över hela Skandinavien, inklusive i den alpina regionen i norr (fjällvärlden) och i den kontinentala regionen i söder.

3.1.2 Referensvärde för utbredningsområdet

Vargen har historiskt (före 1900) förekommit i stort sett i hela Skandinavien.⁷ Ursprungligen har det sannolikt funnits ett mer eller mindre sammanhängande utbredningsområde över stora delar av Europa och norra Asien. Det potentiella utbredningsområdet för vargpopulationen är därmed mycket stort. Vargens nutida potentiella utbredningsområde begränsas i viss utsträckning av tätorts- och stadsbebyggelse, infrastruktur och industrimark samt av öppen jordbruksmark.

Som referens för utbredningsområdet i Skandinavien föreslås hela den boreala regionen förutom Gotland. Det ger förutsättningar för ett vargbestånd med gynnsam bevarandestatus. Referensvärdet innebär dock inte att det behöver vara stationär förekomst inom hela detta område. Detta bör till stor del gälla renskötselområdet inom den boreala regionen.⁸ Det är dock utredningens bedömning att renskötselområdet måste räknas in i referensvärdet för att möjliggöra invandring av vargar österifrån. Tillfälligt men regelbundet förekommer även varg i den alpina regionen. Utredningens bedömning är dock att det inte finns ett naturligt underlag för etablering av varg i fjällen. Förutom tamren saknas större populationer av bytesdjur. Den alpina regionen räknas därför inte in i referensvärdet.

⁷ Lande m.fl. 2003: Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavien: GIS-analyser på et økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 64.

⁸ Renskötselområdets geografiska avgränsning är delvis omtvistad. Frågan behandlades av Gränsdragningskommissionen för renskötselområdet, SOU 2006:14.

3.2 Populationen

Vargen var nästintill utdöd i Skandinavien under perioden 1960–1990. Den fridlystes 1966 i Sverige och 1972 i Norge. Det nuvarande beståndet bygger på tre invandrade vargar som etablerade sig i Sverige under 1980-talet. Den första etableringen kan dock ha skett tidigare på den norska sidan av gränsen.⁹ Beståndet har senare fyllts på med två östliga invandrare (och vintern 2011 eventuellt med ytterligare en, se s. 41). Under 1990-talet ökade vargbeståndet med i genomsnitt knappt 30 % per år. Vid millennieskiftet fanns det cirka 100 vargar.

Tabell 3.1 Antal vargar i Skandinavien vintern 2009/10 fördelat på land och familjegrupper, revirmarkerande par, andra stationära vargar och andra vargar. Översikten bygger på upplysningar från perioden 1 oktober 2009 – 28 februari 2010. Även de vargar som dött under vintern ingår i siffrorna, se vidare i texten

Social organisation	Sverige	Gränsen Sv/No	Norge	Skandinavien
Familjegrupp	118–123	26–29	21–23	165–175
Revirmarkerande par	32–37	6–6	6–6	44–49
Andra stationära	8–12	1–2	0–0	9–14
Summa stationära	158–172	33–37	27–29	218–238
Andra vargar	28–43	0–0	6–10	34–53
<i>Totalt</i>	<i>186–215</i>	<i>33–37</i>	<i>33–39</i>	<i>252–291</i>

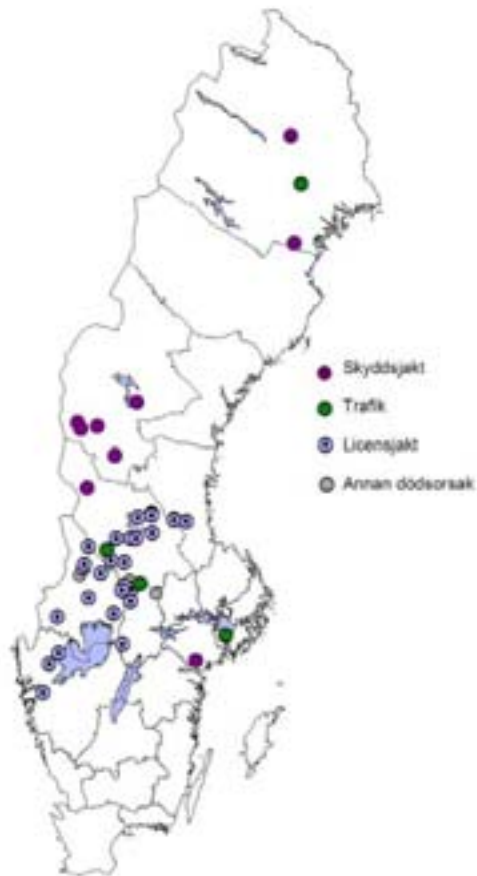
Källa: Forskningsprojektet Skandulv, statusrapport för vintern 2009/10.

Baserat på inventeringar i fält uppskattades det skandinaviska vargbeståndet (i Sverige och Norge) vintern 2009/10 till mellan 252 och 291 individer (tabell 3.1). (Enligt forskningsprojektet Skandulv motsvarar det uppskattningsvis 100–120 köns mogna individer, det mått som artikel 17-riktlinjerna efterfrågar.) Den uppskattningen tar dock inte hänsyn till de vargar som rapporterats döda under vinterperioden, inklusive de som sköts under de norska och svenska licensjakterna. Om man räknar bort de 50 vargar som rapporterats döda under vintern (varav 28 sköts under den svenska licensjakten 2010) fanns det senvintern 2010, före födseln av 2010 års valpar, uppskattningsvis 202–241 individer. I verkligheten är troligen antalet något lägre eftersom det också dör vargar som aldrig upp-

⁹ Ekman, H. 2010: Vargen – den jagade jägaren. Norstedts. s. 24–25.

täcks (det kan t.ex. vara vargar som dör naturligt eller på grund av illegal jakt).

Figur 3.3 Kända döda vargar i Sverige under vinterperioden 2009/10 (oktober–april)



Källa: Inventeringsrapport från Viltskadecenter 2010-2

Dödligheten under året kompenseras helt eller delvis av att det föds nya valpar under våren, oftast i månadskiftet april/maj. Hur många föryngringar som lyckas (dvs. vargpar som får valpar) går först att fastställa under den påföljande vintern. För år 2010 har totalt 29 föryngringar bekräftats i Skandinavien (varav 24 i Sverige, tre i Norge och två på gränsen mellan Norge och Sverige). Kullstorleken i det skandinaviska vargbeståndet varierar, men låg genomsnittligt för

perioden 1983–2009 på 3,6 valpar (när valparna räknas vid första spår-snön).¹⁰ Det innebär att det under 2010 kan ha tillförts 100 individer till beståndet genom födsel av valpar.

Under 2010/11 års licensjakt har beståndet minskats igen. I Sverige sköts 19 vargar, vilket var en mindre än den tilldelade kvoten på 20 djur. I Norge finns tillstånd för att skjuta 8 vargar vintern 2010/11. I både Sverige och Norge avlivas dessutom ett antal vargar per år efter beslut om skyddsjakt, och dessutom förekommer ett antal dödsfall av andra orsaker. Under perioden 1 oktober 2010–20 mars 2011 har det registrerats totalt 38 döda vargar. En rimlig bedömning är att den totala (kända) dödligheten vintern 2010/11 hamnar på samma nivå som 2009/10, dvs. ett fentiototal vargar.

Med myndigheternas uppdrag att reglera vargbeståndet så att det är minst 20 föryngringar och högst 210 individer i Sverige och minst 3 föryngringar inom och inga utanför den begränsade varg-zonen i Norge så kommer sannolikt det skandinaviska vargbeståndet de närmaste åren att vara ungefär lika stort som nu. Det kan dock konstateras att förvaltningen har fått ett nästintill omöjligt uppdrag att hålla vargbeståndet inom de nivåer som beslutats om i Sverige. För att garanterat ha minst 20 föryngringar varje år är det mycket svårt att begränsa antalet individer till 210, särskilt om hänsyn ska tas till naturliga fluktuationer.

Den årliga tillväxten i det skandinaviska vargbeståndet har sedan 1999/2000 fram till den svenska licensjakts införande vintern 2009/10 varit i genomsnitt 17 %.¹¹ Beståndets utveckling i Sverige sedan 1998 framgår av figur 3.4.

¹⁰ Sand, H. m.fl. 2010: Den skandinaviska vargen. En sammanställning av kunskapsläget från det skandinaviska vargforskningsprojektet Skanduly 1998–2010. Rapport till Direktoratet för naturförvaltning i Norge.

¹¹ Ibid.

Figur 3.4 Vargbeståndets tillväxt i Sverige från 1998/99 till 2009/10. Diagrammet visar antalet stationära individer, vilka utgör 80–85 % av antalet individer i hela beståndet



Källa: Viltskadecenter.

Hur det skandinaviska vargbeståndet på lite längre sikt kommer att utvecklas är betydligt mer osäkert. Hänsyn måste då tas till att beståndet är baserat på ett fåtal individer. Beståndet är dessutom nästan helt isolerat från övriga delar av den större nordeuropeiska vargpopulationen. Det innebär att det skandinaviska vargbeståndet uppvisar hög grad av inavel och låg genetisk variation. Vintern 2010/2011 registrerades en invandrad varg från Finland/Ryssland först i Norrbotten och sedan i februari och mars i sydöstra Jämtland, där den var i kontakt med det reproducerande skandinaviska beståndet. Det ger ett visst hopp om att fortsatt naturlig invandring är möjlig. I mars 2011 sövdes och flyttades vargen från Jämtland till Örebro län.

3.2.1 Vetenskaplig utvärdering

Svenska forskare har de senaste åren gjort ett flertal analyser och bedömningar av det skandinaviska vargbeståndet livskraftighet. Det har dels gjorts sårbarhetsanalyser baserade på huvudsakligen demografiska data, dels analyser av inavelsgrad och betydelsen av invandring. Olika forskargrupper har kommit fram till delvis olika slutsatser. För att få en objektiv bedömning av vad som krävs för ett livskraftigt vargbestånd i Sverige och Skandinavien har utredningen låtit en internationell vetenskaplig panel gå igenom den vetenskapliga litteraturen på området och göra en oberoende bedömning.

Panelens viktigaste slutsatser är:

- De skandinaviska vargarna är kraftigt inavlade. Åtgärder måste vidtas så snart som möjligt för att minska inavelsnivån.
- Det faktum att populationen tillväxer kan inte tas som intäkt för att inaveln inte är något problem. Det är snarare de gynnsamma förutsättningarna med gott om byte som ger en hög tillväxt. Med ytterligare högre inavel kan situationen snabbt försämrats.
- Inaveln kan endast åtgärdas genom att föra in nytt genetiskt material, antingen genom naturlig invandring av vargar från Finland/Ryssland eller genom utplantering.
- Ett kortsiktigt mål för att reducera inaveln bör vara att få ned inaveln från nuvarande ca 30 % till under 10 %. För att åstadkomma detta under en 20-årsperiod krävs 5–10 genetiskt effektiva invandrare (dvs. som reproducerar sig) per generation, vilket motsvarar 1–2 genetiskt effektiva invandrare per år. Om invandringstakten kan ökas ytterligare går det att reducera tiden, vilket skulle vara en fördel.
- Även efter det att inavelsgraden sänkts till under 10 % krävs att invandringen ligger på en relativt hög nivå, 0,5–1 genetiskt effektiv invandrare per år,¹² annars kommer inaveln att öka igen.
- En livskraftig vargpopulation utgörs av åtminstone 3 000–5 000 individer i Skandinavien, Finland och ryska Karelen. Historiskt och genetiskt utgör bestånden i dessa geografiska områden en gemensam vargpopulation.

¹² Enligt beräkningar av Pär Forslund och Linda Laikre & Nils Ryman redovisade till Naturvårdsverket som ett underlag till regeringsuppdrag om rutiner för införsel och utplantering av varg (M2010/1524/Na). Uppgiften fanns inte tillgänglig för forskarpanelen, men har lagts till här eftersom den stödjer panelens slutsatser.

Den vetenskapliga panelens fullständiga rapport återfinns i bilaga 3. I rapporten finns närmare beskrivet vilka slutsatser de olika forskargrupperna dragit samt referenser till vetenskapliga artiklar och andra publikationer.

3.2.2 Referensvärde för populationen

Utredningens bedömning är att för att uppnå gynnsam bevarandestatus krävs att inavelsgraden i det skandinaviska beståndet sänks betydligt. Målsättningen bör vara att minska inavelsgraden från dagens cirka 30 % till under 10 % genom att nya gener tillförs. Detta behöver åtgärdas i ett första steg. För att undvika återkommande problem med inavel och förlust av genetisk variation måste det skandinaviska vargbeståndets genetiska utbyte med östliga vargbestånd förbättras.

Hur stort det skandinaviska vargbeståndet behöver vara på längre sikt hänger samman med hur stort genetiskt utbyte som kan upprätthållas med vargbestånden i Finland och Ryssland. Det hänger också samman med hur stort genflödet är vidare österut och hur vargbestånden i Finland och Ryssland utvecklas.

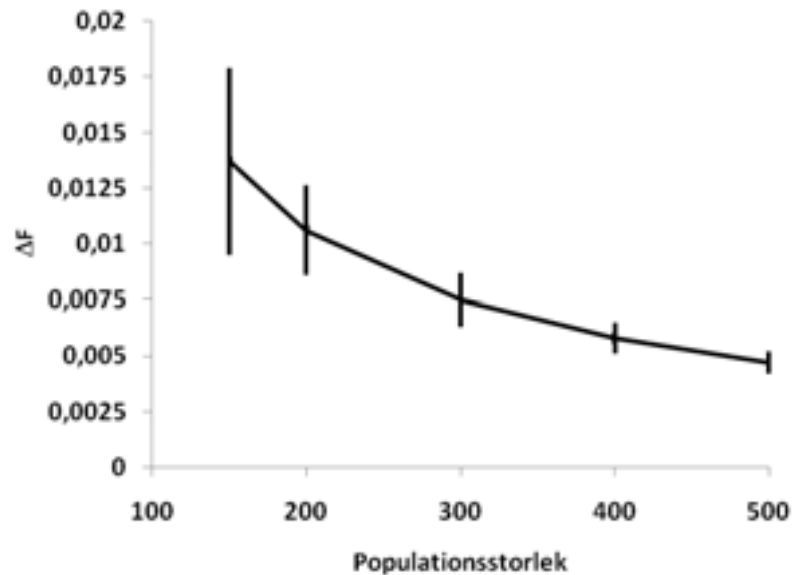
Det kan ändå fastslås att det skandinaviska vargbeståndet behöver vara större än i dag för att inavelsgraden inte ska öka alltför snabbt vid isolering. Beståndet är för närvarande relativt isolerat och det kan inte uteslutas att det i framtiden, åtminstone tillfälligt, kan bli isolerat igen även om insatser görs för att öka invandringen. Ett dubblerat bestånd (500 individer) skulle ge en mer långvarig effekt av den sänkning av inavelsgraden som utredningen rekommenderar i ett första steg.¹³ Det gäller särskilt om invandringsnivåerna inte kan upprätthållas på längre sikt och inaveln börjar öka igen. I ett dubblerat bestånd skulle denna ökning av inavelsgraden halveras (figur 3.5). Men ett så stort bestånd ökar också möjligheterna att behålla tillräckligt mycket genetisk variation på lång sikt.¹⁴ En verklig populationsstorlek på 500 individer motsvarar en effektiv populationsstorlek på 100–200 individer

¹³ Enligt beräkningar av Pär Forslund redovisade till Naturvårdsverket som ett underlag till regeringsuppdrag om rutiner för införsel och utplantering av varg (M2010/1524/Na).

¹⁴ Enligt beräkningar gjorda av Linda Laikre och Nils Ryman, redovisade till Naturvårdsverket 2009 som ett underlag till regeringsuppdrag om förstärkning av vargstammens genetiska situation.

(kvoten mellan effektiv och verklig populationsstorlek har uppskattats ligga mellan 0,2 och 0,4 för varg; se bilaga 3).

Figur 3.5 Förändring i inavelskoefficienten (ΔF) per generation (c. 4–5 år) vid olika maximala populationsstorlekar. Staplarna anger \pm standardavvikelse



Källa: Pär Forslund, SLU.

I en sårbarhetsanalys av det skandinaviska vargbeståndet från 2003 gjordes beräkningar av minsta livskraftiga populationsstorlek under tre olika scenarier.¹⁵ I analysen togs hänsyn till inavelseffekter, demografi och sällsynta katastrofer, men däremot inte till genetisk variation. Slutsatsen var att i det scenario som bedömdes vara mest troligt (byggt på empiriska data) krävdes en population bestående av minst 400 individer för långsiktig överlevnad (högst 5 % utdöendeförändring på 100 år). I ett scenario med lägre tillväxt krävdes minst 1 300 individer och i ett scenario med större känslighet för inavelseffekter krävdes minst 3 000 individer.

¹⁵ Nilsson, T 2003: Integrating effects of hunting policy, catastrophic events, and inbreeding depression, in PVA simulation: the Scandinavian wolf population as an example. *Biological Conservation* 115:227-239.

Utredningens bedömning är att det utifrån dagens kunskap inte går att ange en nivå som säkert kan gälla över en längre tidsperiod. Det finns dock stöd för att beståndets storlek behöver öka och att en fördubblad beståndsstorlek ger betydligt bättre förutsättningar för det skandinaviska vargbeståndet. Därför föreslår utredningen att 500 vargar bör vara ambitionen för det skandinaviska beståndet och att 450 bör anges som ett provisoriskt referensvärde för Sverige. Med erfarenheter av de åtgärder som nu planeras för att öka genflödet och med ökad kunskap finns det anledning att göra en ny bedömning inför nästa rapporteringstillfälle 2019.

För en kontroversiell art som varg är det utredningens uppfattning att det bör ställas extra höga krav på de beräkningar och vetenskapliga underlag som används för att ange referensvärdet. Samtidigt får ett sådant förhållningssätt inte leda till avsteg från utgångspunkten att bedömningen ska göras ur ett naturvetenskapligt perspektiv med målet att populationen ska klara sig på lång sikt.

Utredningen vill framhålla att det skandinaviska vargbeståndet aldrig kan bli livskraftigt om inte inavelsgraden minskar. En sådan minskning kan enbart åstadkommas genom ett ökat genutbyte med vargbestånd i Finland och Ryssland. Enbart en ökning av antalet vargar i Skandinavien leder inte till ett livskraftigt bestånd.

3.3 Livsmiljön

Vargen är en generalist som kan leva i många olika miljöer. Den skandinaviska vargen förekommer dock huvudsakligen i skogslandskapet. Den viktigaste förutsättningen för etablering är sannolikt att det finns tillräckligt med föda, dvs. bytesdjur.

I Skandinavien utgör naturliga bytesdjur basen (mer än 99 %) för vargens föda. Älg är det primära bytesdjuret. Analyser av spillning från svenska och norska vargrevir visar att mer än 95 % av allt kött som vargen äter utgörs av älg. Trots det är vargens påverkan på älgpopulationen begränsad i ett nationellt perspektiv. Lokalt kan påverkan vara större. En beräkning av Skandulv visar att 2005, då antalet vargar i Sverige var mindre än i dag (drygt 100 individer), utgjorde vargens uttag i älgstammen cirka 3 % av det totala uttaget

från jakt, trafik och varg tillsammans.¹⁶ Inom ett vargrevir kan enligt modellberäkningar vargens påverkan på älgpopulationen vara betydligt större. Vid låg täthet av älg och hög täthet av varg (små revir) kan vargen ta hela den årliga tillväxten av älg. För de skandinaviska vargarna är rådjur näst viktigast som föda. I vissa revir kan rådjur till och med vara det främsta bytesdjuret. Totalt sett utgör knappast bytestillgången någon begränsande faktor för det skandinaviska vargbeståndet, inte ens vid en betydligt större populationsstorlek.

Situationen kan dock vara annorlunda i områden där inte bara varg, utan även andra rovdjursarter förekommer. Där kan högt nyttjande av födoresursen och konkurrens mellan arterna leda till att åtminstone någon av arterna begränsas.

Om vargen skulle etablera sig längre söderut i Sverige skulle troligen andra djur komma att ingå i vargens födoval, främst kronhjort, dovhjort och eventuellt vildsvin. En ökad förekomst av varg i norra Sverige där renskötsel bedrivs innebär ofrånkomligen att ren i ökad utsträckning blir ett bytesdjur för vargen.

Tillgänglig livsmiljö sätter en absolut maxgräns för hur många vargar som skulle kunna finnas i Skandinavien. Forskningsprojektet Skandulv har bedömt att 80 % av Sveriges yta utanför renskötselområdet har en hög sannolikhet för att varg skulle kunna etablera sig. Projektet bedömer att det på denna yta skulle finnas plats för cirka 200 vargrevir motsvarande 800–1 000 stationära vargar.

3.4 Påverkan och hot

Legal och illegal jakt är sammantaget den viktigaste dödsorsaken bland svenska vargar. Illegal jakt sker i det fördolda, och det är därmed svårt att kvantifiera dess omfattning. Det säkraste materialet utgörs av radiomärkta vargar, även om sändaren i de flesta fall förstörs av förövaren. Forskningsprojektet Skandulv har utarbetat noggranna kriterier för när en förlorad radiokontakt med varg sannolikt är illegal jakt eller när det kan finnas andra orsaker (t.ex. utvandring). Av 51 döda radiomärkta vargar under perioden 1999–2010 bedömdes 44 % ha dödats genom illegal jakt.¹⁷

¹⁶ Sand, H. m.fl. 2010: Den skandinaviska vargen. En sammanställning av kunskapsläget från det skandinaviska vargforskningsprojektet Skandulv 1998–2010. Rapport till Direktoratet för naturförvaltning i Norge.

¹⁷ Ibid.

Förutom jakt är trafiken en betydande dödsorsak. Mellan 10 och 20 % av vargens dödlighet i Sverige under perioden 1999–2010 orsakades av trafiken.

Ett annat och högst påtagligt hot för det skandinaviska vargbeståndet är effekter och skador av den mycket höga inavelsgraden.

3.5 Bedömning av bevarandestatusen

Det skandinaviska vargbeståndet har inte uppnått gynnsam bevarandestatus. Utredningens bedömning är att situationen är allvarlig men att det finns förutsättningar att förbättra den. Det stora problemet är den höga graden av inavel i det skandinaviska beståndet, som vida överstiger 10 %. Risken för ytterligare defekter orsakade av inaveln är stor. Ett inflöde av nya gener är helt avgörande för vargbeståndets framtid. I ett första steg bör åtgärder vidtas för att skapa ett större genflöde.

Den svenska delen av det skandinaviska vargbeståndet består av betydligt färre vargar än det föreslagna provisoriska referensvärdet för populationsstorlek (ca 50 % lägre). Det är enligt utredningens uppfattning viktigt att sträva mot ett större vargbestånd, men det förtjänar att upprepas att den primära åtgärden måste vara att minska inavelsgraden genom invandring, utplantering eller på annat sätt.

Den höga inavelsgraden beror på att beståndet grundats av ett fåtal individer och att det genetiska utbytet mellan det skandinaviska vargbeståndet och vargbestånd i Finland och Ryssland inte är tillräckligt. Rovdjursriktlinjernas kriterium om förbindelse inom och mellan populationer (minst en genetiskt effektiv invandrare per år) är inte uppnått.

Trenden för populationstillväxt är positiv om man ser tillbaka över en tolvårsperiod. Genom licens- och skydds jakt och taket på 210 individer i Sverige har dock tillväxten begränsats de senaste åren.

Det nuvarande utbredningsområdet i den boreala regionen i Skandinavien bedöms vara tillräckligt och motsvarar i huvudsak referensvärdet, även om området för stationär förekomst är mer begränsat. Ett problem är dock att det inte finns en fri passage genom norra Skandinavien och Finland, vilket skapar en barriär mellan de skandinaviska vargarna och vargbestånd i Finland och Ryssland.

Livsmiljön inklusive tillgången på föda bedöms vara stabil och tillräcklig inom utbredningsområdet. Livsmiljöns kvalitet bedöms vara lämplig för vargen.

Vargen är enligt rödlistan för Sverige klassificerad som Starkt hotad. I Norge är bedömningen Akut hotad. Dessa bedömningar stärker utredningens bedömning att bevarandestatusen inte är gynnsam.

Bedömningen har gjorts med utgångspunkten att vargen i huvudsak förekommer i den boreala regionen.

Tabell 3.2 Bedömning av vargens bevarandestatus enligt rovdjursriktlinjernas åtta kriterier. Enligt riktlinjerna måste alla kriterier vara uppnådda för att statusen ska vara gynnsam

1.	Stabil eller ökande populationsstorlek	ja
2.	Stabilt eller ökande utbredningsområde	ja
3.	Tillräcklig livsmiljö	ja
4.	Populationsstorlek och utbredningsområde större än när direktivet trädde i kraft	ja
5.	Referensvärdet för populationsstorlek har nåtts	nej
6.	Referensvärdet för utbredningsområde har nåtts	ja*
7.	Det finns förbindelse inom och mellan populationer	inom: ja, mellan: nej**
8.	Övervakningsprogram	ja

* Området för stationär förekomst är mer begränsat.

** Betydligt mindre än 1 genetiskt effektiv invandrare per år.

4 Björnens bevarandestatus

Utredningens bedömning: Björnens bevarandestatus i Sverige är gynnsam. Tillväxttakten var 4,5 % per år under perioden 1998–2007, men ligger troligen lägre nu på grund av ett större jaktuttag. Enligt de senaste beräkningarna finns det cirka 3 300 björnar i Sverige. Referensvärdet för den svenska delen av den skandinaviska björnpopulationen bör anges till 1 800 björnar.

Riksdagens beslutade miniminivå för Sverige är 100 årliga föryngringar vilket ungefär motsvarar 1 000 individer.¹ Det angavs i beslutet att målet för björnbeståndets utbredning bör vara att det fyller ut områdena mellan de nuvarande reproduktionsområdena och att spridningen söderut tillåts fortsätta. Stortingets beslutade beståndsmål för Norge är 15 årliga föryngringar.²

4.1 Utbredning och förekomst

Brunbjörn (*Ursus arctos*) förekommer allmänt i Sverige från Dalarna och Gävleborgs län och norrut (figur 4.1). Den förekommer också på motsvarade breddgrader på norska sidan av gränsen och likaså i Finland.

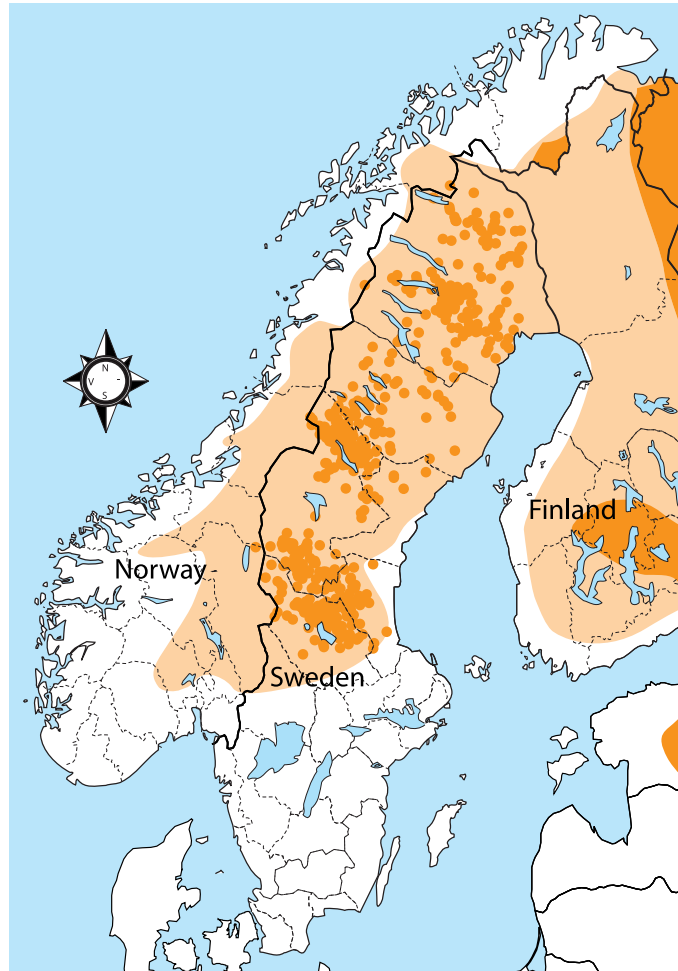
Utbredningen i Skandinavien har varit koncentrerad till fyra kärnområden där honorna i huvudsak funnits: ett sydligt område i Härjedalen (södra Jämtlands län), Dalarna och Gävleborgs län, ett mellersta område i norra Jämtland, Västernorrlands och Västerbottens län och två nordliga i Norrbottens län. Mönstret kan fortfarande iakttas på utbredningskartan, men med en ökande populationsstorlek har enligt forskarna i det skandinaviska björnprojektet kärnområdena alltmer smält samman. Utbredningen i Norge söder

¹ Prop. 2000/01:57, bet. 2000/01:MJU9, rskr. 2000/01:174.

² <<http://www.rovviltportalen.no/content/2598/Malsetting>>.

om Finnmark ansluter till den svenska utbredningen, även om antalet honor i Norge är relativt litet.

Figur 4.1 Brunbjörnens utbredning i Skandinavien och Finland. Den ljusare färgnyansen visar utbredningsområdet. Den mörkare färgnyansen visar områden med koncentration av honor



Källa: Rapport 2010-3 från det skandinaviska björnprojektet.

Genomförda analyser av mitokondrie-DNA, som visar släktskap på mödernet, visar att det går en skiljelinje genom Skandinavien mellan en västlig genetisk linje och en östlig linje. Björnarna i det

sydliga området är av västligt ursprung medan björnarna i de mellersta och nordliga områdena är av östligt ursprung. Hanarna rör sig över större ytor och därmed i viss utsträckning mellan de olika områdena. Vid enstaka tillfällen vandrar det också in hanar från Finland.³ Att invandringen inte är större beror framförallt på att det förekommer ganska lite björn i norra Finland i gränstrakterna till Sverige. I norska Finnmark finns ett relativt isolerat bestånd i Øvre Anarjohka nationalpark på gränsen mot Finland. Även längst i öster i Finnmark i Pasviksdalen, på gränsen till Ryssland, förekommer björnar. Dessa ingår i en större nordost-europeisk björnpopulation vars utbredningsområde täcker Finland, Ryssland och de baltiska länderna. Analyser av kärn-DNA visar att det finns en genetisk skillnad mellan björnarna i Finnmark och dem som förekommer i det mellersta och det norra kärnområdet i Skandinavien, även om alla har samma östliga ursprung.

Trenden i Skandinavien är att utbredningsområdet växer mot den svenska ostkusten och söderut i Sverige samt in i Norge. Bestånden minskar däremot i delar av de svenska fjällområdena.

4.1.1 Biogeografisk region

Björnen förekommer i Skandinavien framförallt i områden med skog, dvs. i den boreala regionen. Björnen förekommer även i fjällområden, dvs. i alpin region, men förekomsten där begränsas av ett relativt högt jakttryck.

4.1.2 Referensvärde för utbredningsområdet

Björnen har i dag ett utbredningsområde i Skandinavien som i stora delar motsvarar utbredningen av lämplig livsmiljö (figur 4.2). Det finns dock ingen etablering av björn i södra Sverige, även om analyser visar att det inte saknas lämpliga livsmiljöer där. Historiskt har den förekommit även i södra Sverige. Skälet till att björnen inte etablerat sig i södra Sverige kan vara att uppodlade områden i Mellansverige utgör en barriär för spridning söderut. Honorna rör sig normalt inte över några längre avstånd, vilket gör att spridningen går långsamt. Historiskt har björnen förekommit i södra Sverige. Referensvärdet bör sättas utifrån hur stort utbrednings-

³ Muntlig uppgift från Jon Swenson, Skandinaviska björnprojektet.

område som krävs för att populationen ska uppnå gynnsam bevarandestatus. Som framgår av följande avsnitt är förutsättningarna för björnen i Skandinavien goda, vilket gör att det nuvarande utbredningsområdet i mellersta och norra Skandinavien kan anses tillräckligt och därmed utgöra referensvärde för utbredningsområdet. För Sverige innebär det delar av Värmlands, Dalarnas och Gävleborgs län samt alla län norr därom.

4.2 Populationen

Fram till och med 1600-talet fanns björnen spridd över hela Skandinavien, också på de större öarna förutom Gotland. Under 1700-talet inleddes en nedgång och björnen försvann från södra Sverige. I mitten av 1800-talet fanns det uppskattningsvis 4 700–4 800 björnar, varav cirka 3 100 i Norge och 1 650 i Sverige. Därefter skedde en kraftig minskning fram till början av 1900-talet. Björnen fridlystes 1912 på kronomark och 1927 i hela Sverige. Runt 1930 fanns det bara cirka 130 björnar kvar i Sverige. Därefter tilläts antalet sakta växa i Sverige, medan nedgången fortsatte i Norge fram till 1980-talet då det sannolikt inte längre fanns någon fast etablering av björn alls på norsk mark.

De senaste beräkningarna av antalet björnar i Sverige är från 2008 och då fanns det cirka 3 300 individer (2 968–3 667).⁴ Därtill finns något hundratal björnar i Norge. (Enligt en norsk studie fanns det 2009 minst 132 björnar i Norge söder om Finnmark,⁵ men en del av dem finns på gränsen mellan länderna och kan även vara inräknade i de svenska siffrorna.) Den sammanlagda skandinaviska populationen är därmed cirka 3 400 individer.

Det är inte helt enkelt att fastställa björnpopulationens storlek. Till skillnad från de andra stora rovdjuren i Skandinavien går det inte att inventera på vintern med hjälp av spår i snön eftersom björnen då ligger i ide. Observationer av jägare i samband med älgjakten är ett underlag som används för att skatta trender. I tillägg till dessa observationer har på senare år insamlad björnpillning som DNA-analyseras använts för att få en säkrare skattning av populationens storlek. De senaste beräkningarna av populations-

⁴ Kindberg, J. 2010: Monitoring and management of the Swedish brown bear population. Filosofie doktorsavhandling, Acta Universitatis agriculturae Sueciae nr 2010:58.

⁵ Warttinen, I. m.fl. 2010: Populasjonsovervåkning av brunbjörn 2009–2012. DNA analyse av prøver samlet i Norge i 2009. Bioforsk rapport vol. 5, nr 72. Bioforsk Jord og miljø, Svanhovd.

storleken bygger på en kombination av observationer och DNA-analyser av spillning. I Norge har enbart DNA-analyser använts.

Enligt det skandinaviska björnprojektet utgör cirka 39 % av populationen könsmogna individer. Det bygger på observerad åldersfördelning och det faktum att björnen blir könsmogen vid 4 års ålder i Skandinavien. Med en total populationsstorlek på 3 400 individer bör det därmed finnas cirka 1 300 könsmogna individer. Antalet föryngringar uppskattas till cirka 300 per år med denna populationsstorlek.

Licensjakt på björn tillåts i både Sverige och Norge. För 2010 var kvoten i Sverige som helhet 288 björnar, varav 281 fälldes, medan den i Norge var 9 björnar, varav 3 fälldes. Populationens tillväxt var 1998–2007 i genomsnitt 4,5 % per år (baserat på svenska data). Eftersom jaktuttaget de senaste tre åren har varit större än tidigare är tillväxten sannolikt mindre nu än vad den var före 2008. Det finns dock inga beräkningar gjorda av detta.

Den beslutade miniminivån på 100 föryngringar per år motsvarande 1 000 individer i Sverige har med stor sannolikhet och sedan en längre tid nåtts. Antalet föryngringar i Norge har de senaste åren (2008 och 2009) beräknats till i genomsnitt cirka 5 per år, vilket är betydligt lägre än målet om 15 föryngringar per år. Det faktum att målen satts som antal föryngringar utgör ett praktiskt problem genom att det inte finns någon övervakning av antalet föryngringar vare sig i Sverige eller Norge. De nya inventeringsmetoderna med insamling av spillning och DNA-analys ger inte denna information. Det går alltså inte att följa upp målen exakt.

4.2.1 Referensvärde för populationen

En sårbarhetsanalys genomförd av det skandinaviska björnprojektet 1998 visade att det inte krävdes mer än 8 honor som var ett år eller äldre i det nordliga studieområdet i Norrbottens län och inte mer än 6 honor i det sydliga studieområdet i Dalarna för att bestånden skulle ha 90 % sannolikhet att överleva i 100 år.⁶ Analysen baserades på förhållandena från mitten av 1980-talet och fram till mitten av 1990-talet, vilka var relativt hög reproduktion och låg jaktödlighet. Den årliga tillväxten var cirka 15 %, vilket är den högsta tillväxttakt som påvisats för en brunbjörnspopulation i

⁶ Sæther, B.-E. m.fl. 1998: Assessing the viability of Scandinavian brown bear, *Ursus arctos*, populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos* 83:403-416.

hela världen. I sårbarhetsanalysen ingick också simuleringar med högre dödlighet och lägre tillväxt. Resultatet av dessa simuleringar var att det behövs betydligt fler honor, minst 25 anges i artikeln, för långsiktig livskraft när tillväxten minskar i beståndet. Omräknat till populationsstorlek blir det cirka 60 individer.⁷ Detta är dock med all sannolikhet en underskattning eftersom inte alla faktorer som kan påverka populationen ingick i studien. Det togs t.ex. inte hänsyn till genetisk variation. Analysen tog heller inte hänsyn till att populationen med så få individer riskerar att splittras upp i delpopulationer.

Om man använder tumregeln att den effektiva populationsstorleken måste vara minst 50 för att undvika inavel krävs en verklig populationsstorlek som omfattar minst 300–700 björnar. Beräkningen bygger på antagandet att kvoten mellan den effektiva och den verkliga populationsstorleken i den skandinaviska björnpopulationen är 0,07–0,17.⁸ Det bör tilläggas att det inte har konstaterats några effekter av inavel hos vilda björnar i Skandinavien, men däremot finns uppgifter om att björnar i djurparker är känsliga för inavel.⁹

Trots att beståndet har gått igenom en så kallad flaskhals är den genetiska variationen relativt hög och inte långt under beräknade värden för större populationer av brunbjörn i Ryssland och Nordamerika.^{10 11} För att säkerställa att en population kan behålla tillräcklig genetisk variation på lång sikt används ofta tumregeln att den effektiva populationsstorleken ska vara minst 500. Baserat på denna tumregel och med samma antagande om kvoten mellan effektiv populationsstorlek och verklig populationsstorlek som angetts ovan skulle det krävas minst 3 000–7 000 björnar för en långsiktigt livskraftig population. Eftersom det enligt uppgift förekommer att hanbjörnar invandrar till Skandinavien österifrån är den skandinaviska populationen i genetisk mening kanske inte en helt avgränsad population. Det finns dock inga vetenskapliga beräkningar av invandringens omfattning och betydelse. Forskarna i det skandinaviska björnprojektet har uttryckt en viss tveksamhet till att

⁷ Muntlig uppgift från Jon Swenson, Skandinaviska björnprojektet.

⁸ Tallmon, D. A. m.fl. 2004. Genetic monitoring of Scandinavian brown bear effective population size and immigration. *Journal of Wildlife Management* 68:960-965.

⁹ Laikre, L. m.fl. 1996: Inbreeding depression in brown bear. *Biological Conservation* 76:69-72.

¹⁰ Waits, L. m.fl. 2000: Nuclear DNA microsatellite analysis of genetic diversity and gene flow in the Scandinavian brown bear (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology* 9:421-431.

¹¹ Swenson, J. E., Taberlet, P. & Bellemain, E. 2011. Genetics and conservation of European brown bears (*Ursus arctos*). *Mammal Review* 41:87-98.

tillämpa tumregeln om en effektiv populationsstorlek på minst 500 på björn.

Rovdjursriktlinjerna anger ett alternativt sätt att ta fram referensvärdet för populationsstorlek. Enligt detta s.k. kriterium D (i enlighet med rödlistans begreppsapparat) krävs det mer än 1 000 köns mogna individer om förbindelse med andra populationer saknas. Det blir 2 560 björnar, baserat på uppgiften att 39 % av individerna i björnpopulationen är köns mogna. Om det finns en in- och utvandring (minst 1 genetiskt effektiv in-/utvandrare per år) behöver det enligt kriterium D ”i princip” inte vara mer än 250 köns mogna individer, vilket motsvarar 640 björnar.

Mot bakgrund av de ovan redovisade analyserna och tumreglerna gör utredningen bedömningen att den skandinaviska björnpopulationen bör bestå av minst 2 000 björnar för att på lång sikt vara livskraftig. Värdet ligger betryggande över nivåerna för demografisk livskraftighet och undvikande av inavel. En population på mer än 2 000 björnar ger rimliga förutsättningar att bibehålla en stor del av den genetiska variationen. Tumregeln för genetisk variation på lång sikt skulle dock innebära en ännu större population. Med bättre kunskap om hur stor population som krävs för att bevara den genetiska variationen och om genflödet mellan björnpopulationerna i Nordeuropa kan bedömningen behöva justeras till nästa rapportering 2019.

Referensvärdet för den svenska delen av populationen bör anges till 1 800. Det är knappt hälften av den senaste beräkningen av antalet björnar i Sverige (3 300).

I det vetenskapliga underlaget till beslutet om den nu gällande miniminivån på 1 000 björnar bedömdes den kritiska gränsen ligga någonstans mellan 500 och 5 000 individer.¹² Att det blev just 1 000 individer beror nog snarast på att populationen några år tidigare hade beräknats vara så stor, vilket sannolikt var en underskattning. I en rapport till Naturvårdsverket 2010 har det Skandinaviska björnprojektet beräknat, utifrån dagens kunskap, att det 1995, när Sverige blev medlem i EU, fanns mellan 950 och 1 200 björnar i Sverige och att det hösten år 2000 fanns mellan 2 000 och 2 500 björnar i Sverige.¹³

¹² Bilagor till Sammanhållen rovdjurspolitik. Slutbetänkande av Rovdjursutredningen. SOU 1999:146.

¹³ Kindberg, J. & Swenson, J. E. 2010: Skattning av björnstammens storlek i Sverige åren 1994 och 2000. Rapport 2010-5 från det Skandinaviska björnprojektet.

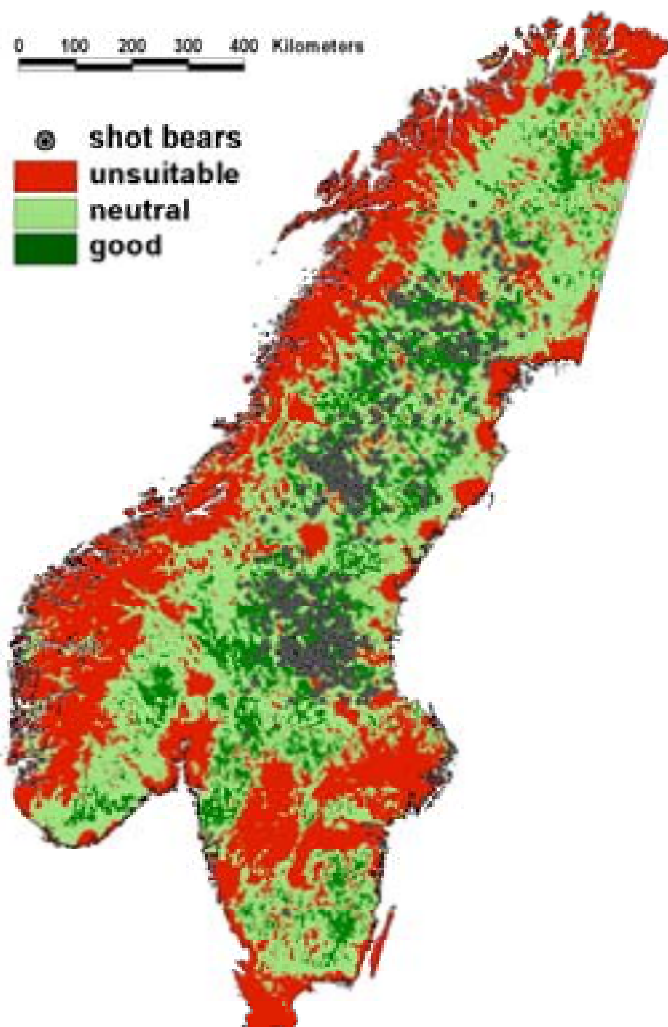
4.3 Livsmiljön

Björnens föda består framför allt av bär, myror, älg och ren, samt i Norge får. Älg uppskattas utgöra mellan 15 och 30 % av energintaget i det sydliga björnbeståndet i Sverige. Björnen tar framförallt älgkalvar, medan den är dålig på att jaga vuxna djur. Den äter dock gärna älgar som dött under vintern, liksom slaktavfall från höstens älgjakt. Björnen kan även utnyttja rester av byten som andra rovdjursarter fällt. I renskötselområdet tar björnen också renkalvar och även vuxna renar, men det är inte känt i vilken omfattning. Forskning pågår inom det skandinaviska björnprojektet för att dokumentera omfattningen.

Baserat på en modell som tar hänsyn till björnens val av livsmiljö är de delar av Skandinavien som är skogbeväxtade i allmänhet en lämplig livsmiljö för björnen (figur 4.2). Områden med högfjäll (alpin miljö), mänsklig bebyggelse och slättområden är mindre lämpliga. Skälet till att björnen i mindre grad förekommer i fjällen är dock enligt forskarna inte så mycket björnens val utan det höga jakttrycket. Björnen undviker i allmänhet bebyggelse, men kan lockas dit om det finns föda att tillgå.

Livsmiljön bedöms vara tillräcklig i omfattning och ha tillräcklig kvalitet, både för en population motsvarande referensvärdet (1 800 björnar i Sverige) och dagens population (3 300 björnar i Sverige).

Figur 4.2 Fördelningen av olämplig (markerad med rött), mindre lämplig (markerad med ljusgrönt) och lämplig (markerad med mörkgrönt) livsmiljö för björn i Skandinavien, baserat på en modell som tar hänsyn till björnens val av skog och undvikande av bebyggelse och högfjäll. Prickarna visar var björnar har skjutits



Källa: Rapport 2010-3 från det skandinaviska björnprojektet.

4.4 Påverkan och hot

Mänskliga aktiviteter utgör den största påverkan på den skandinaviska björnpopulationen. Enligt uppskattningar gjorda av det skandinaviska björnprojektet orsakades 78 % av den kända dödligheten hos märkta björnar under perioden 1984–2010 av människan. Inom björnprojektet har man under 26 års forskning inte träffat på en enda björn som kan sägas ha dött av ålderdom. Vid sidan av människan utgör andra björnar en dödsorsak, framförallt för unga björnar.

Av de björnar som dödas av mänskliga aktiviteter är den legala jakten den främsta dödsorsaken. Det förekommer också illegal jakt. Enligt det skandinaviska björnprojektet utgörs mer än 35 % av dödligheten i björnprojektets norra studieområde av illegal jakt eller misstänkt illegal jakt (statistik för perioden 2004–2010).

Med en ökad populationsstorlek kommer björnen allt oftare in i områden med mänsklig bebyggelse, vilket kan skapa problem och behov av att i större utsträckning använda skyddsjakt.

4.5 Bedömning av bevarandestatusen

Den sammanvägda bedömningen är att den skandinaviska björnpopulationen har gynnsam bevarandestatus. Det nuvarande utbredningsområdet är tillräckligt och motsvarar ungefär referensvärdet. Utbredningsområdet bedöms vara stabilt eller något ökande.

Trenden för populationens tillväxt över den senaste tolvårsperioden bedöms vara positiv. Tillväxttakten var 4,5 % per år under perioden 1998–2007, men är troligen lägre nu på grund av ett större jaktuttag de senaste tre åren. Antalsmässigt ligger populationen väl över referensvärdet, som satts till 1 800 individer i Sverige (2 000 i Skandinavien). Det finns uppgifter om invandrande hanar till den skandinaviska populationen österifrån, men det är inte känt i vilken omfattning detta sker och om det har någon effekt. Med en skandinavisk björnpopulation som sammanlagt omfattar cirka 3 400 individer gör utredningen bedömningen att förbindelsen med andra populationer är av mindre betydelse.

Livsmiljön bedöms vara stabil och tillräcklig inom utbredningsområdet, och vara av lämplig kvalitet för björnen.

Framtidsutsikterna är goda under förutsättning att jakten, särskilt den illegala, kan begränsas så att populationens storlek inte avsevärt eller okontrollerat minskar.

Bedömningen att statusen är gynnsam stöds av det skandinaviska björnprojektet som i den senaste statusrapporten anger att dagens skandinaviska björnpopulation är demografiskt och genetiskt livskraftig.¹⁴ Bedömningen stöds också av det faktum att björnen inte är rödlistad i Sverige. På grund av att en så liten andel av populationen finns i Norge är björnen däremot klassificerad som Starkt hotad i den norska rödlistan.

Bedömningen har gjorts med utgångspunkten att björnen i huvudsak förekommer i boreal region. Även om björnen i viss utsträckning förekommer i fjällen går det inte att särskilja en särskild alpin population. Om det finns någon uppdelning är det snarare mellan sydliga och nordliga förekomster än mellan skogsland och fjäll.

Tabell 4.1 Bedömning av björnens bevarandestatus enligt rovdjursriktlinjernas åtta kriterier. Enligt riktlinjerna måste alla kriterier vara uppnådda för att statusen ska vara gynnsam

1.	Stabil eller ökande populationsstorlek	ja
2.	Stabilt eller ökande utbredningsområde	ja
3.	Tillräcklig livsmiljö	ja
4.	Populationsstorlek och utbredningsområde större än när direktivet trädde i kraft	ja
5.	Referensvärdet för populationsstorlek har nåtts	ja
6.	Referensvärdet för utbredningsområde har nåtts	ja
7.	Det finns förbindelse inom och mellan populationer	inom: ja, mellan: ?
8.	Övervakningsprogram	ja

¹⁴ Swenson, J. E. m.fl. 2010: Björnens status og økologi i Skandinavien. Rapport 2010-3 från det Skandinaviska björnprojektet.

5 Järvens bevarandestatus

Utredningens bedömning: Järvens bevarandestatus i Sverige är för närvarande inte gynnsam. Beståndet visar dock på god tillväxt över flera år och utbredningen ökar. Det har de senaste åren registrerats i genomsnitt 104 föryngringar per år, vilket motsvarar cirka 650 individer. Referensvärdet för den svenska delen av den skandinaviska järvpopulationen bör anges till 850 individer.

Riksdagen antog 2001 etappmålet 90 föryngringar per år för järv, motsvarande 400 individer.¹ För Norge gäller beståndsmålet 39 föryngringar.²

5.1 Utbredning och förekomst

Järv (*Gulo gulo*) förekommer i barrskogsbältet och på tundran i Europa, Asien och Nordamerika. Den återfinns i Eurasien över i stort sett samma områden som renen. Fasta bestånd i Europa finns i dag bara i Sverige, Norge, Finland och Ryssland.³ I Finland lever järv i långt större utsträckning i skogslandet jämfört med de båda andra nordiska länderna, främst på grund av människans ingripande.⁴ De tätaste stammarna finns i renskötseområdet i Lappland och Kainuu samt i norra Karelen. I Skandinavien har järv sin

¹ Prop. 2000/01:57, bet. 2000/01:MJU9, rskr. 2000/01:174. Det kan nämnas att siffran 400 beräknats utifrån ett äldre omräkningstal; en omräkning med aktuella tal skulle ge ca 550 individer som delmål.

² Stortingsmelding nr 15, 2003–2004.

³ SOU 2007:89.

⁴ Muntlig uppgift, Christian Krogell, Finlands Jord-och Skogsbruksministerium.

huvudsakliga utbredning längs den skandinaviska fjällkedjan, i fjällområden och fjällnära skogar (figur 5.1).⁵

5.1.1 Sverige

Den svenska delen av järvpopulationen har sin utbredning i huvudsak inom renskötseområdet längs fjällkedjan från Treriks-röset ner till fjällen i nordvästra Dalarna (figur 5.1). Generellt blir populationen glesare från norr till söder även om tätheten varierar lokalt inom de olika länen. Baserat på registrerade föryngringar de senaste tre åren (2008-2010) finns kärnområden med högst täthet av föryngringar i Norrbottens västra delar ner till södra Västerbotten. Noterbart är den relativt sett lägre tätheten av föryngringar i centrala och norra Jämtland, samt Nord-Trøndelag i Norge, som skapar ett visst glapp mellan en nordlig och en sydlig del av järvens utbredning i Sverige. Lyorna i Dalarna har alla varit lokaliserade i fjällområden i nordvästra hörnet av länet. Utanför renskötseområdet har det registrerats järvföryngringar i skogslandet kring gränsen mellan Gävleborgs och Västernorrlands län. I detta område har man registrerat 8 föryngringar sedan 1999. Genetiska data tyder på att ytterligare föryngringar som inte dokumenterats i fält förekommit i dessa områden.⁶ Dessutom tyder ett ökande antal observationer på att järvstammen expanderar i skogslandet åt öster och söder både inom och utanför renskötseområdet.⁷

5.1.2 Norge

Stora delar av järvens utbredning i Norge hänger samman med den svenska populationens, dvs. fjällkedjan från Finnmark i norr till Nord-Trøndelag i söder, med kärnområden i Troms och Nordland fylken (figur 5.1). Dessutom finns järv i de centrala och östra delarna av södra Norge. Utbredningen av järv i dessa delar hänger delvis ihop med järvstammen i Jämtland och Dalarnas län. Även om en karta med utbredning av föryngringar tyder på en sammanhängande population visar genetiska analyser att den skandinaviska

⁵ Persson, J., Brøseth, H. & Svensson, L. 2011. Den skandinaviska järvpopulationen – status och utbredning. Gemensam rapport från Järvprojektet, Viltskadecenter och Rovdata 2011-1, Grimsö forskningsstation, SLU.

⁶ Flagstad m fl. 2007. DNA-basert övervakning av de små skogsjärvbeståndene i Gävleborgs och Västernorrlands län. NINA Rapport 265.

⁷ Se fotnot 5 ovan.

järvpopulationen på genetisk nivå är uppdelad i tre bestånd (se avsnittet om delpopulationer).

5.1.3 Biogeografisk region

Järven förekommer idag huvudsakligen inom alpin region, även om historisk utbredning åtminstone i Sverige sträckt sig ända ner till Värmland och Dalarna, med enstaka fångade järvar i Småland. I det historiska materialet är det dock svårbedömt i vilken utsträckning järven permanent förekommit i skogslandet. Det finns i dag inga starka skäl att redovisa skogslevande järvar som en separat population, varken ekologiskt eller genetiskt.⁸

5.1.4 Referensvärde för utbredningsområdet

Nuvarande utbredningsområde (den alpina zonen längs det mesta av den skandinaviska fjällkedjan och fjällnära skogsterräng) kan anses vara tillräckligt för att uppnå gynnsam bevarandestatus och därmed utgör det referensvärdet för utbredning. Det är betydligt större än det var 1995 och samtidigt finns utrymme för ytterligare expansion, både i skogsterräng men även i fjällområdet kring Hardangervidda i Norge. Utredningen bedömer dock att referensvärdet inte bör läggas på det maximala möjliga, utan på en nivå som är tillräcklig för långsiktig överlevnad.⁹

⁸ Persson, J., Brøseth, H. & Svensson, L. 2011. Den skandinaviska järvpopulationen – status och utbredning. Gemensam rapport från Järvprojektet, Viltskadecenter och Rovdata 2011-1, Grimsö forskningsstation, SLU.

⁹ Lande m fl. 2003. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 64.

Figur 5.1 Utbredningen av föryngringar i Skandinavien de tre senaste åren. Färgmarkering illustrerar en buffertzona på 20 km runt registrerade föryngringar. Röd färg indikerar hög täthet och gul färg låg täthet av föryngringar under dessa år



5.2 Populationen

I både Sverige och Norge inventeras järvstammen huvudsakligen genom registrering av föryngringar. Föryngringar fastställs genom lokalisering av järvlyor och/eller observationer av honor med ungar

eller deras spår.¹⁰ Antalet föryngringar kan omvandlas till ungefärligt antal individer genom att multiplicera med en faktor på 6,4 (± 1). Totalt registrerades i Skandinavien under 2008–2010 i genomsnitt 161 föryngringar per år. Dessa fördelade sig på i genomsnitt 104 föryngringar årligen i Sverige och 57 föryngringar i Norge. Detta motsvarar cirka 1 000 individer totalt i Skandinavien varav 650 i Sverige och 350 i Norge.¹¹ För år 2010 registrerades i Sverige 117 föryngringar och för Norge var siffran 66. Till den norska populationen kan även räknas ett (okänt) antal järvar i norra Finland.¹² Det bör dock påpekas att populationen i Norge kontinuerligt begränsas genom förvaltande jakt i relation till det nationella beståndsmålet om 39 föryngringar.

Det totala antalet järvföryngringar i Sverige har ökat med i genomsnitt 3,8 % per år från de första inventeringarna 1996 fram till 2010. Ökningen är tydligast de senaste 10 åren (2001–2010; figur 5.2). På länsnivå så är det främst i Norrbotten och Jämtland som antalet föryngringar har ökat.

Även i Norge har det under de sista 15 åren skett en ökning i antal föryngringar med i genomsnitt 5,3 % per år. Från 1996–1998 fram till 2008–2010 ökade antalet registrerade föryngringar i Norge från 34 till 57 per år. I Norge är det framförallt i centrala och sydliga delar av utbredningsområdet som ökningen varit störst, från ett genomsnitt på 7 föryngringar 1996–1998 till 27 föryngringar 2008–2010.

Om vi delar upp de svenska järvarna på förvaltningsområden så innehar det nordliga förvaltningsområdet (Norrbotten, Västerbotten, Jämtland och Västernorrland) 99 % av föryngringarna och det mellersta förvaltningsområdet 1 % av föryngringarna. Det bör nämnas att det är svårt att tolka kortsiktiga populationstrender utifrån inventering av lyor eftersom förändringar mellan enstaka år snarare avspeglar variation i reproduktionsframgång och inventeringseffektivitet, än verkliga förändringar i populationsstorlek. Däremot fångas långsiktiga förändringar troligen upp genom denna

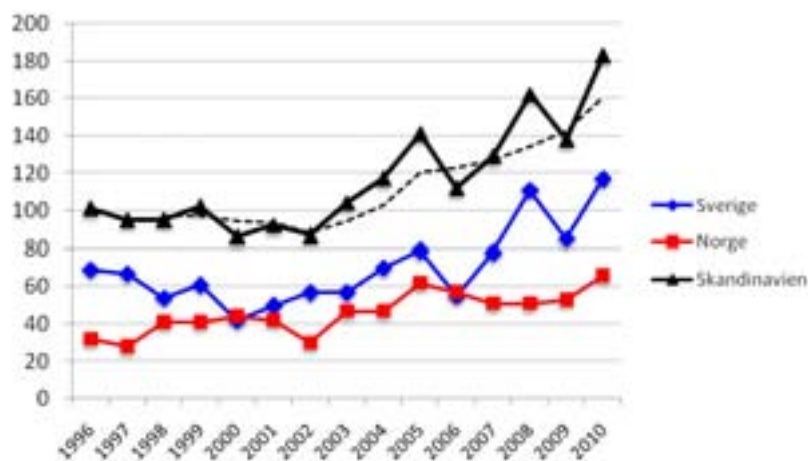
¹⁰ Brøseth H, Tovmo M, Andersen R., 2010. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2010. NINA Rapport 614.

¹¹ Omräkning av antal föryngringar till antal individer baseras på genomsnittligt antal föryngringar de senaste tre åren. Data som använts vid dessa beräkningar är: andel reproducerande honor = 62,1%; andel vuxna honor i populationen = 56,8 %; Andel honor som reproducerar sig första gången vid 2, 3, 4 respektive 5 års ålder är 5, 60, 29 och 6 %. Beräkningarna baseras på data från märkta järvar i Sarek och DNA-data från norska övervakningssystemet.

¹² Flagstad, Ø., m.fl. 2009. DNA-basert övervakning av den skandinaviske jervbestanden vintern 2009. NINA Rapport 600.

typ av inventeringar. En ökad inventeringsinsats och ökad kunskap hos inventeringspersonalen skulle bidra till att man med tiden finner fler föryngringar, vilket därmed kan påverka den observerade populationstrenden.

Figur 5.2 Antal registrerade järvföryngringar (säkra och sannolika) i Skandinavien, Sverige och Norge från 1996 (Sverige) och 2001 (Norge och Skandinavien). Streckade linjen kring föryngringarna i Skandinavien är ett löpande medelvärde på 3 år



Källa: Persson, J., Brøseth, H. & Svensson, L. 2011. Den skandinaviska järvpopulationen - status och utbredning. - Gemensam rapport från Järvprojektet, Viltskadecenter och Rovdata 2011-1, Grimsö forskningsstation, SLU.

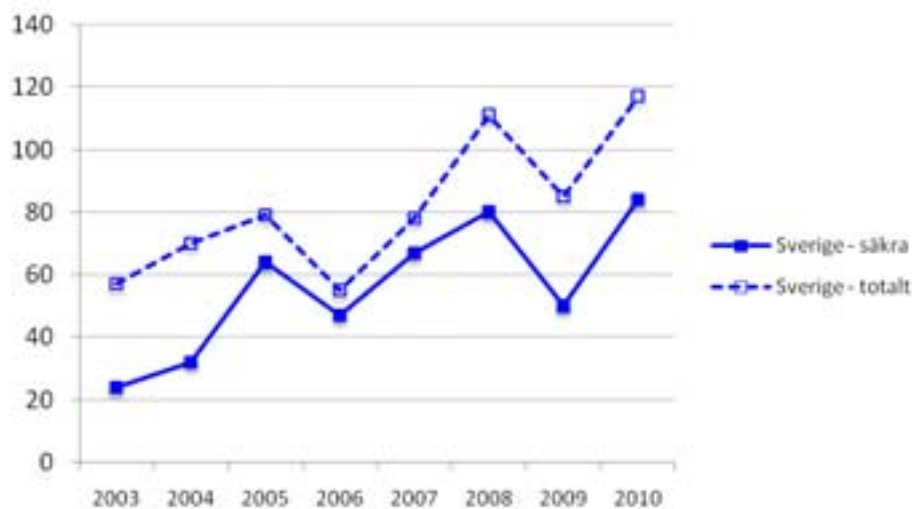
5.2.1 Säkra och sannolika föryngringar

Sedan 2003 i Sverige och 2001 i Norge skiljer man på säkra och sannolika föryngringar. En föryngring bedöms som säker om det har gjorts spår- eller synobservation av ungar vid en lya eller i dess närhet, eller om en järvunge har påträffats död vid lyplats. En föryngring bedöms som sannolik om man inte observerat ungar eller spår av ungar, men ett antal definierade kriterier har uppfyllts.¹³ Dessa kriterier har dessutom förändrats flera gånger sedan 1996 i Sverige, men inte i Norge. Följaktligen ger antalet säkra föryngringar mer tillförlitlig information om minsta antalet föryn-

¹³ Brøseth, H. & Andersen, R. 2009. Vurderinger knyttet til overvåking av ynglelokaliteter hos jerv i Sverige og Norge. NINA Rapport 437.

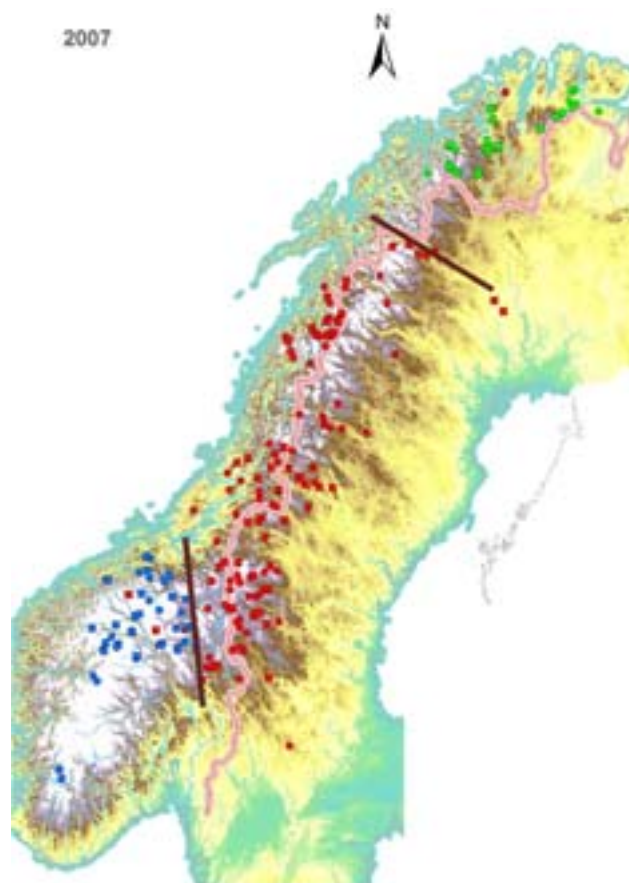
ringar i populationen och skulle kunna ses som en säkrare indikation på att en observerad trend motsvarar en förändring i populationen (antal föryngringar) snarare än förändringar i kriterierna för hur en föryngring bedöms som sannolik. Antalet säkra föryngringar i Sverige och Norge följer samma utveckling som totala antalet, med sannolika föryngringar inkluderade. Framförallt gäller detta i Sverige där antalet säkra föryngringar 2008 och 2010 var högre än det totala antalet föryngringar något av åren 1996–2007 (figur 5.3). Detta kan ses som en försäkran om att den observerade ökningen av antalet föryngringar är verklig.

Figur 5.3 Totalt antal registrerade järvföryngringar (säkra och sannolika) i Sverige (streckad blå linje), samt antal registrerade säkra föryngringar i Sverige (heldragen blå linje) för åren 2003-2010



Källa: Persson, J., Brøseth, H. & Svensson, L. 2011. Den skandinaviska järvpopulationen – status och utbredning. Gemensam rapport från Järvprojektet, Viltskadecenter och Rovdata 2011-1, Grimsö forskningsstation, SLU.

Figur 5.4 Järvindivider i Skandinavien baserat på DNA insamlat under 2007. Delpopulationerna i olika färger och spridningsbarriärerna markerade



Källa: Øystein Flagstad, Norsk institutt for naturforskning (NINA).

5.2.2 Delpopulationer

Traditionellt har man delat upp den skandinaviska järvpopulationen mellan Sverige och Norge, mellan län och fylken eller mellan förvaltningsområden i respektive land. Numera finns emellertid genetiska data som stöder en mer biologiskt relevant uppdelning av delpopulationer, som dock inte är helt isolerade från varandra. I en

rapport från norska NINA¹⁴ redovisar man en uppdelning i tre delpopulationer: (1) järvar i sydvästra Norge väster om Østerdalen, (2) järvarna i östra Norge upp till Nordland och hela den svenska populationen, samt (3) järvar i Troms, Finnmark och norra Finland (figur 5.4).

I norr skiljs populationerna åt av en dalgång som sträcker sig österut från Ofotfjorden och långt in i Sverige. Området är cirka 10 km brett, låglänt och dominerat av sjöar och våtmarker. Delpopulationen i sydvästra Norge skiljs från övriga av Østerdalen, som med sin koncentration av infrastruktur tycks fungera som en spridningsbarriär (figur 5.4). Denna sydvästra delpopulation har begränsat genutbyte med huvudpopulationen och har visat sig vara genetiskt skild från den. Det är den minsta och troligen mest sårbara av de tre delpopulationerna. Genom analys av DNA-material har forskare vid NINA dokumenterat 55 individer och beräknat att denna delpopulation bestod av knappt 70 individer år 2009. Detta är en minskning på 32 % från 2008,¹⁵ men mellanårsvariationen i reproduktionsframgång är så stor att det inte kan dras några tydliga slutsatser. Om man ser på utbredningen av föryngringar i södra Norge över tid är det dock troligt att den sydnorska delpopulationen på sikt kommer att växa samman med huvudpopulationen.

Delpopulationen i Nordnorge (Finnmark och delar av Troms) är också genetiskt skild från huvudpopulationen söder därom, även om det har dokumenterats viss invandring från söder. Dessutom har analyser visat att den genetiska variationen hos järvar i Troms och Finnmark är cirka 20 % lägre än hos järvar i Norrbotten och Västerbotten, vilket kan tyda på att populationen i Nordnorge varit relativt liten under lång tid och haft begränsat utbyte med de andra delpopulationerna. Särskilt i perifera delar av utbredningen (fjord-*armar*) har man sett en betydande grad av inavel, vilket kan förväntas i en koloniserande population med gles utbredning. Järvarna i norra Finland hör genetiskt sett till samma nordnorska population och det finns även spår av genetiskt utbyte med övriga finska och ryska järvpopulationer.^{16 17}

¹⁴ Flagstad, Ø., m.fl. 2009. DNA-basert övervakning av den skandinaviske jervbestanden vintern 2009. NINA Rapport 600.

¹⁵ Ibid.

¹⁶ Ibid.

¹⁷ Øystein Flagstad, muntlig uppgift.

5.2.3 Skogsjävorna i Mellansverige

Genetiska analyser som gjordes på DNA-material insamlat till och med 2005 visade att de flesta jävorna i Västernorrlands och Gävleborgs skogsland var nära besläktade och hade rekryterats från föryngringar inom beståndet, härstammande från 2–4 individer.¹⁸ Sedan dess har det inte gjorts någon detaljerad analys av den genetiska situationen i denna delpopulation. Men de senaste åren har antalet järvföryngringar i Jämtland ökat framförallt i östra delarna av länet. Det innebär att avståndet mellan huvudpopulationen och skogsbeståndet minskat. Det kan rentav vara så att det är en kontinuerlig utbredning av järv från Jämtlandsfjällen ner till skogslandet i Västernorrlands och Gävleborgs län.¹⁹

5.2.4 Referensvärde för populationen

Enligt en sårbarhetsanalys med demografiska data från Svenska järvprojektet krävs minst 22 reproducerande honor (≥ 3 år), motsvarande en population om 90 djur, för att det ska vara mindre än 10 % risk att populationen ska dö ut inom 100 år.²⁰ Denna analys byggde dock delvis på optimistiska antaganden (bland annat att alla 3-åringar reproducerar sig och att ungöverlevnaden är högre än den observerade). Dagens järvpopulation bestående av cirka 174 honor i Sverige och cirka 94 i Norge är betydligt större än minimisiffran från sårbarhetsanalysen, vilket är betryggande. Om delpopulationerna vore helt avgränsade från varandra och man tillämpade analysens slutsatser på var och en av dem skulle läget vara mindre betryggande, men i realiteten kan de knappast anses vara helt isolerade från varandra (figur 5.4).²¹

Enligt mycket preliminära resultat från en ny sårbarhetsanalys av den svenska järvstammen med nya data från Grimsö forskningsstation är möjligheten att göra trovärdiga beräkningar för järvens populationsutveckling 100 år framåt mycket begränsad om man tar

¹⁸ Hedmark, E. & Ellegren, H. 2007. DNA-based monitoring of two newly founded Scandinavian wolverine populations. *Conservation Genetics* 8: 843–852.

¹⁹ Persson, J., Brøseth, H., & Svensson, L. 2011. Den skandinaviska järvpopulationen – status och utbredning. Gemensam rapport från Järvprojektet, Viltskadecenter och Rovdata 2011-1, Grimsö forskningsstation, SLU.

²⁰ Sæther, B.-E. m fl. 2005. Management strategies for the Scandinavian wolverine: practical application of stochastic models in Population Viability Analysis. *J. Wild. Managem.* 69: 1001–1014.

²¹ Jens Persson, muntlig uppgift.

hänsyn till osäkerheten i befintliga data. Ett mer fruktbart alternativ är att se på inverkan av snötäckets minskning till följd av global uppvärmning: eftersom järven är helt beroende av vårsnön för sin reproduktionen så blir snötäcket en absolut begränsning. Vid ett snötäcke som minskar till hälften på 100 år jämfört med i dag skulle enligt analysen den minsta livskraftiga populationsstorleken vara 120 föryngringar, motsvarande 650–880 järvar (med antagandet högst 10 % utdöenderisk över 100 år).²²

Väljer man populationens storlek 1995 som referens så är bästa uppskattning (från 1996) cirka 70 svenska föryngringar. Med en uppskattad norsk population om cirka 30 föryngringar blir den skandinaviska siffran 100 föryngringar, motsvarande cirka 650 individer. Dessa siffror är dock relativt osäkra. En annan utgångspunkt kan vara den bevarandebiologiska tumregeln att den genetiskt effektiva populationsstorleken bör ligga på minimum 50 individer för att undvika inavel. Med en kvot mellan effektiv och faktisk population på 0,32 ($\pm 0,11$) vilket är ett genomsnitt för flera arter,²³ blir den minsta populationsstorleken då 117–238 individer. Tillämpar man istället den mera långsiktiga bevaranderegeln om en effektiv populationsstorlek på minst 500 individer för att bibehålla genetisk variation på längre sikt, blir motsvarande siffror 1 170–2 380 individer.

Utredningen gör bedömningen att referensvärdet bör vara 1 100 järvar för Skandinavien, vilket för svensk del skulle innebära 130 föryngringar eller 850 individer, givet nuvarande fördelning av populationen och Norges beståndsmål. Detta värde ligger i nedre delen av intervallet för 500-regeln, men ändå betryggande över det värde som analysen av snötäcke ovan kom fram till.

Med tanke på populationens goda utveckling de senaste tolv åren och expansionen i skogslandet så är det sannolikt att referensvärdet kommer att nås inom en nära framtid. På sikt är det även önskvärt att få till en mer sammanhängande population i Skandinavien, främst för att undvika eventuella inavelsproblem i delar av Norge. Trenden är dock positiv genom att den skandinaviska populationen tillväxer.

²² Chapron, G & Persson, J. 2011. What is a viable wolverine population in Sweden? Rapport till Rovsdjursutredningen. Rapport Grimsö forskningsstation, SLU.

²³ Palstra, F.P. & Ruzzante, D.E. 2008. Genetic estimates of contemporary effective population size: what can they tell us about the importance of genetic stochasticity for wild populations persistence? *Molecular Ecology*, 17: 3428–3447.

5.3 Livsmiljön

Enligt en tidigare analys utgörs cirka hälften av den skandinaviska halvön av lämplig livsmiljö för järv, huvudsakligen i området norr om Dalarna och Gävleborg.²⁴ Detta är en försiktig bedömning eftersom analysen till stor del bygger på data från järvens utbredning fram till 2001 i fjällområden och troligen underskattar livsmiljöns kvalitet i delar av norra Svealands och Norrlands skogslandskap i Sverige, samt delar av Trøndelag, Møre og Romsdal, Hedmark och Oppland fylken i Norge. Dessutom har järven ännu inte koloniserat fjällområdet runt Hardangervidda centralt i södra Norge där det finns stora områden med lämplig livsmiljö. Slutsatsen blir att järvpopulationen ännu befinner sig under den biologiska bärförmågan och att det finns utrymme för avsevärt fler järvar än i dag.

5.4 Påverkan och hot

Det största hotet mot järven är illegal jakt. En studie av sändarförsedda järvar i Jokkmokksfjällen visade att den årliga vuxendödligheten inklusive bekräftad illegal jakt låg kring 11 %. Om man räknar in även sannolika fall av illegal jakt stiger siffran till 18 %, varav de 'naturliga' dödsorsakerna utgör endast cirka 7 %. Dessa andra dödsorsaker är bland annat legal jakt, skada/sjukdom, lavin samt inomartsstrid.²⁵

5.5 Bedömning av bevarandestatusen

Den skandinaviska järvpopulationen har för närvarande inte gynnsam bevarandestatus. Förutsättningar finns dock för järven att nå god bevarandestatus inom en relativt snar framtid.

Järvens utbredningsområde omfattar i dag större delen av fjällområdet i Skandinavien, en utbredning som fortsatt att expandera successivt under 2000-talet. I all huvudsak förekommer järven i alpin zon, de skogslevande järvarna utgör ingen definierad popula-

²⁴ Lande, U.S. m.fl. 2003. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 64.

²⁵ Beräkningen baseras på uppgifter i Persson, J., Brøseth, H. & Svensson, L. 2011. Den skandinaviska järvpopulationen – status och utbredning. Gemensam rapport från Järvprojektet, Viltskadecenter och Rovdata 2011-1, Grimsö forskningsstation, SLU.

tion. Utbredningsområdet för järven är betydligt större nu än det var 1995, samtidigt som dess potentiella livsmiljö kan anses omfatta ungefär hälften av skandinaviska halvön och alltså ger rum för en betydligt större population än idag. Det nuvarande utbredningsområdet motsvarar referensvärdet.

Populationen visar en tilltagande trend, både den totala skandinaviska järvpopulationen och den svenska delpopulationen har ökat sedan 2000-talets början. Både i Sverige och i Norge registrerades under 2010 det högsta antalet föryngringar sedan inventeringarna startades (figur 5.2). Det svenska etappmålet om 90 föryngringar har överskridits två av de tre senaste åren, men det är värt att nämna att en tredjedel av föryngringarna registrerats som 'sannolika', alltså ej fullt ut bekräftade, vilket ger en viss osäkerhet kring den faktiska populationens storlek.

Med uppskattningsvis 650 järvar i Sverige är antalet 24 % lägre än referensvärdet för populationsstorlek.

Det är angeläget att ta reda på graden av genflöde inom den skandinaviska populationen och mellan den skandinaviska och närliggande (finska och ryska) populationer. På lång sikt kan förbindelsen med östliga populationer vara viktig för att säkerställa tillförsel av ny genetisk variation.

Rörligheten för järven är i princip fri inom Fennoskandia utom i finska Lappland, men avståndet mellan de skandinaviska och finska populationerna är så långt att utbytet är osäkert (genetiska data saknas i dagsläget). Det som kan sägas är att den nordnorska populationen har begränsat utbyte med den södra populationen i Skandinavien, samtidigt som den nordligaste finska populationen och den nordnorska populationen genetiskt sett är samma population.²⁶

Framtidsutsikterna är relativt goda i Sverige, men i Norge kommer populationen att minska något genom reglerande jakt, eftersom det nationella målet för närvarande överskrids. Den sydvästra delen av den norska populationen är också relativt isolerad, vilket gör den sårbar på grund av sin begränsade storlek.

Bedömningen att järven inte har gynnsam bevarandestatus stöds av järvens rödlistning: i Sverige anges den som Sårbar, medan den i Norge är klassificerad som Starkt hotad.

Järvpopulationen i både Sverige och Norge inventeras på en nivå som med internationella mått är mycket omfattande och robust.

²⁶ Flagstad, Ø., m.fl. 2009. DNA-basert övervakning av den skandinaviske jervbestanden vintern 2009, NINA Rapport 600.

Det har i bedömningen antagits att järvpopulationen huvudsakligen förekommer i den alpina biogeografiska regionen. De skogsjärvar som förekommer i Gävleborgs och Västernorrlands län utgör ur biologisk synvinkel ingen separat population, även om genetiska data tyder på att de initialt haft begränsat utbyte med huvudpopulationen. Det förefaller nu som att de två bestånden börjat växa samman.²⁷

Tabell 5.1 Bedömning av järvens bevarandestatus enligt rovdjursriktlinjernas åtta kriterier. Enligt riktlinjerna måste alla kriterier vara uppnådda för att statusen ska vara gynnsam

1.	Stabil eller ökande populationsstorlek	ja
2.	Stabilt eller ökande utbredningsområde	ja
3.	Tillräcklig livsmiljö	ja
4.	Populationsstorlek och utbredningsområde större än när direktivet trädde i kraft	ja
5.	Referensvärdet för populationsstorlek har nåtts	nej
6.	Referensvärdet för utbredningsområde har nåtts	ja
7.	Det finns förbindelse inom och mellan populationer	inom: ja, mellan: ?
8.	Övervakningsprogram	ja

²⁷ Persson, J., Brøseth, H., & Svensson, L. 2011. Den skandinaviska järvpopulationen – status och utbredning. Gemensam rapport från Järvprojektet, Viltskadecenter och Rovdata 2011-1, Grimsö forskningsstation, SLU.

6 Lodjurets bevarandestatus

Utredningens bedömning: Lodjurets bevarandestatus i Sverige är gynnsam. Populationen visar en stabil trend över de tio senaste åren. Sverige har i dag 250 lodjursfamiljegrupper, motsvarande 1 500 individer. Referensvärdet för den svenska delen av populationen bör vara 1 200 individer.

Riksdagen antog 2009 nya mål för lodjurspopulationens storlek, miniminivån på 300 årliga föryngringar kompletterades med att lodjurspopulationen ”kan variera ned till 250 föryngringar under förutsättning att spridningen fortsätter i södra Sverige” och ”minskningen av antal lodjur inom renskötseområdet inte behöver motsvaras av samma ökning utanför renskötseområdet”.¹ Norges nationella beståndsmål sattes av Stortinget 2004 till 65 årliga föryngringar.²

6.1 Utbredning och förekomst

Lodjuret (*Lynx lynx*) förekommer i stora delar av Sverige, främst i de norra och mellersta delarna. Historiskt sett har utbredningen varierat starkt i och med att populationens storlek reglerats, främst genom jakt. De tätaste bestånden finns nu i skogs- och mellanbygder i ett stråk från Uppland till Dalsland, längs Norrlandskusten och i delar av renskötseområdet. De viktigaste biogeografiska regionerna är alpin och boreal, men lodjuret är sakta på väg att etablera sig även i den kontinentala regionen (figur 6.1).

Den svenska lodjurspopulationen är en del av en skandinavisk population, som även har ett visst genetiskt utbyte med den finska.

¹ Prop. 2008/09:210, bet. 2009/10:MJU8, rskr. 2009/10:7.

² Stortingsmelding nr. 15, 2003-2004.

I Norge förekommer lodjuret främst i de östliga delarna mot svenska gränsen och i Nordnorge, med en glesare population längst i norr.

I Finland förekommer lodjur i alla län, men det huvudsakliga utbredningsområdet för lodjur ligger åt söder och öster. En del av populationen i finska Lappland har sporadisk förbindelse med den skandinaviska.³

6.1.1 Referensvärde för utbredningsområdet

Som referensområde föreslås den alpina och boreala regionen, i Götaland och Svealand begränsad till fastlandets skogs- och mellanbygder. Det ger en yta som är tillräcklig för att upprätthålla en gynnsam bevarandestatus och motsvarar i huvudsak det område där lodjur stationärt eller tillfälligt förekommer i dag. Referensområdet behöver inte nödvändigtvis i sin helhet hysa etablerade familjegrupper. Vid beräkningen av referensutbredningsområdet har hänsyn tagits till att flera rovdjursarter samexisterar inom delar av landet.

³ Wikman, M. (red.) 2010. Övervakning av viltstammarna i Finland år 2009. Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 21/2010.

Figur 6.1 Karta över lodjursfamiljegrupper (kryss) i Sverige och Norge under perioden 2008-2010. Gult visar låg täthet och rött hög täthet, baserat på buffertzoner om 20 km runt varje lodjursfamiljegrupp



Källa: Rovdata, Norsk institutt for naturforskning, NINA.

6.2 Populationen

För lodjur anges populationsstorleken vanligtvis i antal familjegrupper, dvs. hona åtföljd av sina årsungar. Antal individer i populationen kan uppskattas genom att multiplicera antalet lodjursfamiljegrupper med en omräkningsfaktor på ungefär 6.⁴ Detta är dock ett ganska grovt mått på populationsstorleken, eftersom denna omräkningsfaktor varierar mellan år och mellan områden. Ett ungefärligt riktvärde för antalet könsmogna individer i populationen (det som rapporteras enligt art- och habitatdirektivet) är 4 gånger antalet familjegrupper.⁵ Några nuvarande och historiska svenska lodjursbestånd redovisas i tabell 6.1.^{6 7}

Trots den internationellt sett höga kvalitén på lodjursinventeringen i Sverige så har inventeringarna några felkällor som delvis varierar mellan åren. Under år med dåligt snötäcke kan endast en begränsad del av utbredningsområdet inventeras, medan år med god snötillgång kan innebära heltäckande inventering. När bara delar av området inventerats baseras beståndssiffrorna på beräkningar, vilket ger ökad osäkerhet. Under senare år har det även visat sig att själva inventeringsmetodiken (den så kallade avståndregeln) i vissa fall tillämpats felaktigt. Vilken betydelse detta har för skattningsfelet för antal familjegrupper beror huvudsakligen på tätheten i det inventerade lodjursbeståndet. I täta bestånd underskattas den verkliga populationsstorleken och i glesa bestånd över-skattas den. Det är i dagsläget ovisst i vilken grad dessa effekter tar ut varandra. Generellt sett är bedömningen av populationsstorlek på individnivå mer pålitlig sett över flera år.

6.2.1 Trend

Utanför renskötselområdet registrerades under vintern 1995/1996 totalt 159 föryngringar av lodjur. Inventeringarna utfördes i Svenska Jägareförbundets regi och omfattade delar av det dåvarande utbred-

⁴ Andrén, H., m fl. 2002. Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. - Wildl. Biol. 8: 299–306.

⁵ Andrén, H. och Liberg, O. 2009. Inventering av lodjur – felkällor och naturlig variation. – Fakta Vilt och Fisk Nr 5, 2009.

⁶ Liberg, O., Andrén, H. (2006): Lodjursstammen i Sverige 1994–2004. En utvärdering av inventeringsresultat och metoder. Rapport Viltskadecenter/Grimso forskningsstation, SLU.

⁷ Andrén, H., m fl. 2010. Den svenska lodjurspopulationen 2009-2010 samt prognos för 2011–2012. – Inventeringsrapport från Viltskadecenter 2010–4, Grimsö forskningsstation, SLU.

ningsområdet. Utanför renskötseområdet bör därmed funnits minst 700–900 individer år 1995. För renskötseområdet finns endast grova uppskattningar eftersom täckande inventeringsuppgifter i stort sett saknas, med undantag för Norrbottens län. Enligt bedömningar av Naturvårdsverket och samebyarna omfattade stammen år 1995 omkring 350–400 individer, varav ungefär hälften i Jämtlands län. Baserat på ovanstående kan den svenska lodjursstammen totalt ha omfattat omkring 1 050–1 300 individer år 1995. Artdatabankens officiella siffra för år 1995 var 700 lodjur i hela Sverige. Därefter har populationen tillväxt till en högsta siffra om cirka 1 900 djur vintern 2000, varefter lodjurspopulationen minskade, framförallt i renskötseområdet, där minskningen börjat redan tidigare. Efter vintern 2002 kan dock ingen statistiskt säkerställd förändring av antal lodjursfamiljegrupper ses varken i Sverige eller Skandinavien fram till i dag (figur 6.2).

Sett över en tjugofemårsperiod har lodjurspopulationen tillväxt med i genomsnitt 6 % per år.⁸

Tabell 6.1 Familjegrupper i Sverige

Område \ År	1995	2003	2010
Renskötseområdet	65 ?	100	102
Övriga Sverige	159	165	149 (122–162)*
Hela landet	175–216 ?*	265	251 (224–264)*
Antal individer Sverige, ca	1 200 ?	1 590	1 506

*Beräknade värden
? = Osäkra värden

Lodjuren i Sverige är en del av en gemensam skandinavisk population som omfattar cirka 2 000 lodjur totalt. År 2010 inventerades i Norge 75–80 familjegrupper av lodjur vilket motsvarar cirka 441–470 individer.⁹

Om man till detta lägger det finska beståndet som uppges vara 2 200–2 300 djur¹⁰ (det har påvisats ett visst inflöde av gener från

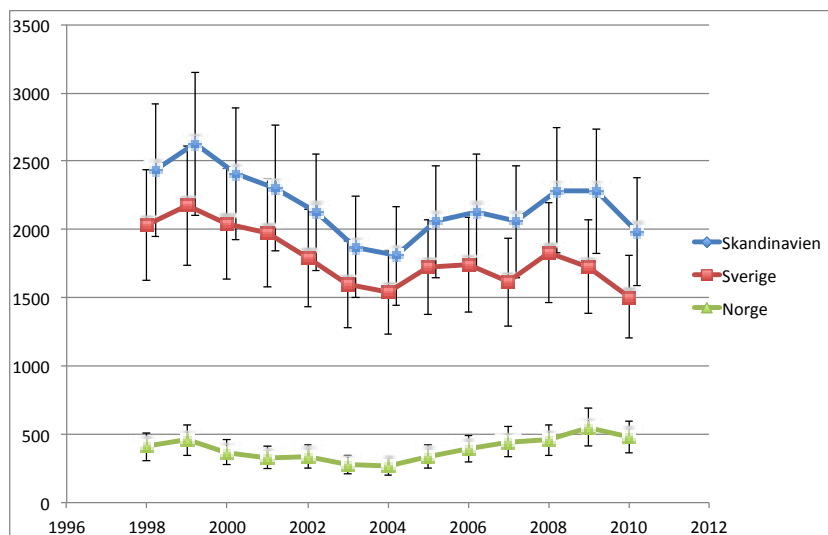
⁸ Baserat på siffror redovisade i Liberg, O., Andrén, H. 2006. Lodjursstammen i Sverige 1994–2004. En utvärdering av inventeringsresultat och metoder. Rapport Viltskadecenter/Grimsö forskningsstation, SLU.

⁹ Broseth, H., Tovmo, M. & Odden, J. 2010. Minimum antall familjegrupper, bestandsestimater og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2010. - NINA Rapport 587.

¹⁰ Wikman, M. (red.) 2010. Övervakning av viltstammarna i Finland år 2009. Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 21/2010.

Finland i främst Norrbotten¹¹⁾ så består en glest sammanbunden Fennoskandisk lodjurspopulation av drygt 4 000 individer.

Figur 6.2 Antal lodjursfamiljegrupper i Sverige, Norge och Skandinavien från vintern 1997/1998 till vintern 2009/2010, omräknat till total population med felmarginalen markerad



Källa: Andrén, H., Grimsö forskningsstation, SLU.

6.2.2 Referensvärde för populationen

Enligt en sårbarhetsanalys genomförd 1999¹²⁾ så bör lodjuret ha en minsta populationsstorlek om 100-500 individer (beroende på tillväxttakten i populationen) för att beståndet ska ha under 3 % risk att dö ut inom 100 år. Analysen utgår dock från en förenklad bild av verkligheten och bortser från genetiska faktorer, så siffran bör användas med försiktighet. Det kan också nämnas att rovdjursriktlinjerna rekommenderar 10 % utdöenderisk över 100 år som gräns, vilket för ovannämnda analys skulle innebära lägre siffror.

Ur ett rent demografiskt perspektiv visar alltså gjorda analyser att det bara krävs några hundra individer för långsiktigt bevarande.

¹¹ Flagstad, Ø., m fl. 2006. Foryngringer i den svenske gaubebestanden i 2006 belyst fra genetisk analyse av spillning. EBC, Uppsala Universitet.

¹² Andrén, H. & Liberg, O. Demografi och minsta livskraftiga population hos lodjur. CBM:s Skriftserie 1: 119-123. Uppsala 1999.

Om hänsyn även tas till förlusten av genetisk variation bör nivån läggas högre. Ett mycket långsiktigt mål för artbevarande innefattar även bevarandet av 95 % av den genetiska variationen, vilket i allmänhet betyder en genetiskt effektiv population om minst 500 individer (den s.k. 500-regeln). Detta får anses vara ett mycket ambitiöst mål för stora rovdjur, i synnerhet om bedömningen görs för ett enskilt land. För lodjuret skulle det innebära en minsta population om 1 162–2 380 individer. Lodjurspopulationen i Skandinavien ligger i dag kring 600 genetiskt effektiva individer (räknat på en effektiv populationsstorlek om 32 % av inventerings-siffrorna).¹³

För Skandinavien som helhet anser utredningen att referensvärdet för gynnsam bevarandestatus bör anges till 1 560 individer, vilket med dagens fördelning av populationen blir cirka 1 200 individer för svensk del. Detta motsvarar ungefär 200 familjegrupper, dvs. något under dagens nivå. Lägger man till detta ett visst genetiskt utbyte med det finska beståndet har man en tillräckligt stor population för att även klara stora naturliga fluktuationer och bibehålla den genetiska variationen på lång sikt.

6.2.3 Jakt

De två viktigaste populationsreglerande faktorerna för lodjur är jakt och födotillgång. Lodjuren lever i den norra delen av utbredningsområdet främst av ren och i viss mån småvilt, i den södra delen av rådjur och övrigt småvilt. Det finns nu tecken på att bytes-tillgången bromsar populationstillväxten i Mellersta förvaltningsområdet.

Jaktuttaget (legal jakt) i Sverige har de senaste åren ökat från cirka 100 lodjur 2008/2009 till cirka 160 djur 2009/2010, vilket framförallt påverkat populationsutvecklingen negativt inom Norra förvaltningsområdet.¹⁴

¹³ Palstra, F. P. & Ruzzante, D. E. 2008. Genetic estimates of contemporary effective population size: what can they tell us about the importance of genetic stochasticity for wild populations persistence? *Molecular Ecology*, 17: 3428 – 3447.

¹⁴ Andrén, H., m.fl. 2010. Den svenska lodjurspopulationen 2009–2010 samt prognos för 2011–2012. – Inventeringsrapport från Viltskadecenter 2010–4, Grimsö forskningsstation, SLU.

Under 2010 års jakt i Norge fälldes totalt 134 djur, vilket är den högsta siffran sedan slutet av 1800-talet. Detta höga uttag kommer sannolikt leda till en nedgång i det norska beståndet under 2011.¹⁵

6.3 Livsmiljön

Livsmiljön för lodjuren i Sverige utgörs idag av både alpin och boreal zon och trenden är stabil. Skandinavien som helhet utgörs till mycket stor del av potentiellt lämplig livsmiljö för lodjuret.¹⁶ Att sätta det maximala möjliga livsutrymmet som referens för utbredningen är dock inte nödvändigt för att uppnå gynnsam bevarandestatus.

6.4 Påverkan och hot

Legal och illegal jakt är sammantaget den viktigaste dödsorsaken bland lodjuren. Den legala lodjursjakten (licensjakt) sker på en nivå som beslutas av länsstyrelsen. Särskilt inom den norra delen av utbredningsområdet har jakten de senaste åren orsakat en tydlig nedgång i populationen. Illegal jakt sker av naturliga skäl inte öppet, och det är därför mycket svårt att kvantifiera dess omfattning. Beräkningar från det skandinaviska lodjursprojektet tyder på att cirka 10 % av radiomärkta lodjur dödas illegalt årligen (omräknat för hela Sverige 100–150 lodjur), vilket i vissa områden motsvarar mer än tillväxten.

6.5 Bedömning av bevarandestatusen

Den skandinaviska lodjursstammen har för närvarande gynnsam bevarandestatus.

Utbredningsområdet för lodjuret är större nu än det var 1995, samtidigt som dess livsmiljö omfattar en stor del av Skandinaviska halvön. Referensområdet för lodjurets utbredning i Sverige omfattar renskötselområdet (alpin och boreal zon) och Mellansveriges skogs- och mellanbygder ner till Västra Götaland och

¹⁵ Brøseth, H., Tovmo, M. & Odden, J. 2010. Minimum antall familiegrupper, bestandsestimater og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2010. - NINA Rapport 587.

¹⁶ Lande, U.S., m.fl. 2003. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 64.

Kalmar läns fastland (boreal zon). I dagsläget är lodjurets utbredning lika med eller större än referensområdet. Populationen är i dag cirka 1 500 lodjur i Sverige och knappt 2 000 i Skandinavien, vilket är över referensvärdet som satts till 1 200 för Sverige.

Sett över en tjugoårsperiod visar lodjurspopulationen på en stabil ökning med vissa regionala variationer, främst på grund av jakt.

Livsmiljön bedöms vara stabil, tillräcklig och av lämplig kvalitet för lodjuret inom utbredningsområdet.

Framtidsutsikterna är goda, med förbehåll för nivån på dödligheten, främst illegal jakt, i norr. Genetiskt sett har lodjuret en god status, med mycket få tecken på inavel. Genflödet underlättas av att lodjuren i princip kan röra sig fritt inom hela Fennoskandia.

Lodjuret klassas på den svenska rödlistan som Nära hotat medan det i Norge är klassificerat som Sårbart, främst på grund av det låga antalet reproduktiva individer i Norge.

Bedömningen har gjorts samlat för den boreala och den alpina regionen. Skälet till detta är att det inte går att urskilja en särskild boreal eller alpin population. Vid rapporteringen till kommissionen rekommenderas att redovisa bedömningen under boreal region eftersom det finns flest individer där, men med tillägget att delar av populationen lever i den alpina regionen.

Enstaka familjegrupper förekommer utanför dessa biogeografiska områden, men kärnan för populationen ligger inom dem. Det finns dessutom indikationer på att de skandinaviska lodjuren har viss genetisk förbindelse med mer östliga populationer.

Tabell 6.2 Bedömning av lodjurets bevarandestatus enligt rovdjursriktlinjernas åtta kriterier. Enligt riktlinjerna måste alla kriterier vara uppnådda för att statusen ska vara gynnsam

1.	Stabil eller ökande populationsstorlek	ja
2.	Stabilt eller ökande utbredningsområde	ja
3.	Tillräcklig livsmiljö	ja
4.	Populationsstorlek och utbredningsområde större än när direktivet trädde i kraft	ja
5.	Referensvärdet för populationsstorlek har nåtts	ja
6.	Referensvärdet för utbredningsområde har nåtts	ja
7.	Det finns förbindelse inom och mellan populationer	ja
8.	Övervakningsprogram	ja

7 Inventering och internationell samverkan

Utredningens bedömning: Tillsynen av att rovdjursinventeringarna sker enligt Naturvårdsverkets utfärdade föreskrifter och allmänna råd måste stärkas.

Regeringen bör ta initiativ till regelbundna möten mellan rovdjursansvariga statssekreterare i Norge, Finland och Sverige. Samverkan bör stödjas av en övergripande politisk överenskommelse mellan länderna och innefatta både inventerings- och förvaltningsfrågor. Ambitionen bör vara att även inkludera Ryssland i samverkan.

Utredningen har i samband med bedömningarna av rovdjurens bevarandestatus dragit en del slutsatser om inventeringsverksamheten och formerna för samverkan med andra länder. Kapitlet gör inte anspråk på att vara en fullständig genomgång av dessa frågor utan tar upp några aspekter där det finns utrymme för förbättringar.

7.1 Inventering

Tillförlitliga inventeringar och övervakningsprogram behövs för att kunna följa rovdjurens utveckling och bedöma deras bevarandestatus samt för beslut om jakt och andra förvaltningsåtgärder. Inventeringsverksamheten finns reglerad i Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd (NFS 2007:10). Enligt föreskrifterna ansvarar länsstyrelserna för inventeringarna i hela landet. Länsstyrelserna ansvarar också för att data från inventeringarna läggs in

i databasen Rovdjursforum. Viltskadecenter sammanställer de regionala inventeringarna på nationell nivå.

7.1.1 Inventering av lodjur

De problem som kommit till utredningens kännedom när det gäller lodjursinventeringen gäller framförallt tillämpningen av kriterierna för att särskilja familjegrupper (avståndskriteriet), men även det faktum att stora delar av utbredningsområdet vissa år förblir oinventerat på grund av dåligt snötäcke. Det är angeläget att utveckla alternativa metoder för inventering, i synnerhet om en framtida klimatförändring gör snötäcket mer sällsynt än i dag.

7.1.2 Inventering av järv

För järvinventeringens del är det största problemet bristerna i bedömningen av sannolika föryngringar, både när det gäller instruktionerna/kriterierna och hur de tillämpas samt dokumentationen av bedömningarna.¹ Även samordningen med grannländerna när det gäller bedömning av föryngringar lämnar en hel del att önska.

7.1.3 Inventering av björn

På grund av att björnen är inaktiv vintertid och det relativt stora antalet björnar i populationen är inte inventering på spårnö en lämplig metod. DNA-analyser av spillning har visat sig vara en bra metod för att skatta populationens storlek. Sådana analyser bör göras regelbundet för hela landet. Det bör utvecklas rutiner för samordning med norska analyser så att den skandinaviska populationens storlek kan beräknas med rimlig precision.

7.1.4 Kvalitetssäkring av inventeringarna

Dagens övervakning av rovdjur håller hög internationell kvalitet, såväl avseende fältarbete som metodik. Utredningen har dock noterat

¹ Brøseth, H. & Andersen, R. 2009. Vurderinger knyttet til overvåking av ynglelokaliteter hos jerv i Sverige og Norge. - NINA Rapport 437.

några svagheter i de svenska övervakningsprogrammen. Särskilt för lodjur och järv finns kritik från olika håll om att inventeringarna inte är tillförlitliga och i vissa fall att länsstyrelserna inte använt den mest lämpliga inventeringsmetoden. Det förekommer också skillnader mellan länen i hur instruktionerna tillämpas. Brister i inventeringsregelverket eller dess tillämpning kan komma att minska allmänhetens förtroende för rovdjursinventeringen och dess resultat. Vidare kan bristerna leda till att inventeringsresultaten inte blir jämförbara mellan län och år och inte heller mellan de länder som delar en population. Tillsynen av att Naturvårdsverket föreskrifter och allmänna råd följs behöver förbättras. Enligt föreskrifterna har varje länsstyrelse ansvaret att kvalitetssäkra observationerna i fält. Viltskadecenter genomför på Naturvårdsverkets uppdrag utbildning av inventeringspersonal och de personer som länsstyrelserna förordnar att kvalitetssäkra observationer. Likaså har Viltskadecenter beträffande varg uppdraget att utvärdera och sammanställa inventeringsresultaten. Det saknas dock en myndighet med ansvar att utöva tillsyn över att föreskrifterna verkligen följs. Det innebär bl.a. att kontrollera att länsstyrelsernas kvalitetssäkring är enhetlig och att rätt metoder används vid rätt tillfälle. Naturvårdsverket bör i inventeringsföreskrifterna säkerställa och beskriva en sådan kontroll.

7.1.5 Stamträd för det skandinaviska vargbeståndet

Det läggs mycket resurser på att inventera och följa vargarna. För genetiska analyser och uppföljning är det viktigt att det stamträd som har upprättats underhålls och fylls på med information om nya individer i beståndet. Detta är nödvändigt för att kunna följa upp att målet om minskad inavel nås. Stamträdet bör vara tillgängligt för alla forskare som behöver använda det.

7.2 Samverkan med andra länder

Utredningen har som en del av sitt uppdrag haft kontakter med Norge och Finland. Samarbetet kring inventeringar mellan grannländerna är i huvudsak gott och dataunderlaget från framförallt Norge är en viktig del i förvaltningen av de skandinaviska populationerna. En gemensam årlig rapportering bör eftersträvas, liknande

den som görs för varg. Samverkan med Finland bör utvecklas så att även uppgifter om rovdjurens förekomst och utveckling i Finland kan tas med i rapporterna.

Det goda samarbetet mellan forskare och på myndighetsnivå bör stödjas av regelbundna avstämningar mellan ländernas regeringar. Mellan Norge och Sverige finns en sedan en tid kontakter mellan statssekreterarna på respektive lands miljödepartement. Regeringen bör ta initiativ till regelbundna möten mellan statssekreterarna som även inkluderar Finland (Jord- och skogsbruksministeriets statssekreterare). Samverkan bör stödjas av en övergripande politisk överenskommelse mellan länderna och innefatta även förvaltningsfrågor. Med tanke på olika förhållanden och politik i länderna handlar det knappast om en gemensam förvaltningsplan, utan om samverkan i frågor där en samsyn kan nås. En politisk överenskommelse mellan länderna bör inte innehålla detaljfrågor, utan dessa bör överlåtas till ansvariga myndigheter att komma överens om.

Ambitionen bör vara att även inkludera Ryssland i samverkan, främst genom redan upparbetade kanaler. En annan ingång är Barentsrådet som är ett mellanstatligt samarbete i frågor som rör Barentsregionen. Sverige är ordförande för Barentsrådets miljöarbetsgrupp 2010–2011.

Utredningen avser att återkomma till internationell samverkan om förvaltningsfrågor i slutbetänkandet.

7.2.1 Samverkan om genetisk förstärkning av det skandinaviska vargbeståndet

Ett exempel på en förvaltningsfråga som kräver internationellt samarbete är den genetiska förstärkningen av det skandinaviska vargbeståndet. Det finns behov av överenskommelser med Finland och eventuellt Ryssland om åtgärder för att överföra genetiskt material från östliga vargbestånd. Ett avtal med Finland om flytt av djur eller, som föreslagits av Finland, insamling av sperma från infångade vargar för insemination i Sverige skulle kunna påskynda den genetiska förstärkningen av det skandinaviska vargbeståndet.

Kommittédirektiv



Utvärdering av mål för rovdjursstammarnas utveckling

Dir.
2010:65

Beslut vid regeringssammanträde den 10 juni 2010

Sammanfattning

En särskild utredare ska, mot bakgrund av riksdagens beslut om den svenska rovdjurspolitiken efter förslag i propositionen *Sammanhållen rovdjurspolitik* (prop. 2000/01:57) och propositionen *En ny rovdjursförvaltning* (prop. 2008/09:210), utvärdera de långsiktiga målen för rovdjursstammarna.

Utredaren ska bl.a.

- lämna förslag till målnivåer för björn, varg, järv och lodjur dels med beaktande av att gynnsam bevarandestatus ska föreligga, dels med beaktande av de olika förutsättningarna i förvaltningsområdena, de socioekonomiska förutsättningarna samt rovdjurens funktion och ekologiska roll i ett ekosystemperspektiv,
- analysera om det regionaliserade ansvaret för förvaltningen av rovdjuren och jakten lett till en ökad acceptans av rovdjur i människors närhet,
- analysera de åtgärder som regeringen föreslagit i propositionen *En ny rovdjursförvaltning* (prop. 2008/09:210) för att minska graden av inavel och bedöma om de är tillräckliga, och
- i övrigt ge förslag till förvaltningsåtgärder avseende rovdjuren som bidrar till en samexistens mellan människa och rovdjur.

Uppdraget ska redovisas senast den 1 juli 2012.

Utgångspunkter för uppdraget

Efter förslag i propositionen *Sammanhållen rovdjurspolitik* (prop. 2000/01:57) antog riksdagen den 29 mars 2001 mål för rovdjurspolitiken. Det övergripande målet med politiken är att Sverige ska ta ansvar för att björn, varg, järv, lodjur och kungsörn finns i ett så stort antal att de långsiktigt finns kvar i den svenska faunan och att arterna kan sprida sig till sina naturliga utbredningsområden. Liksom för de 16 nationella miljö kvalitetsmålen ska målet nås inom en generation. I propositionen föreslogs miniminivåer för de arter som hade uppnått sådana individantal att de bedömdes som åtminstone kortsiktigt livskraftiga. Detta gäller björn, lodjur och kungsörn. För björn var miniminivån 100 föryngringar (dvs. antal kullar) per år, motsvarande 1 000 individer, för lodjur 300 föryngringar, motsvarande 1 500 individer och för kungsörn 600 häckande par. För arter som inte hade nått sådana nivåer att deras överlevnad kunde anses säkrad i ett längre perspektiv, dvs. varg och järv, angavs etappmål i stället för miniminivåer. Etappmålet för varg var 20 föryngringar per år, motsvarande 200 individer, och för järv 90 föryngringar, motsvarande 400 individer. När etappmålet är nått ska enligt propositionen en förnyad bedömning göras av artens utveckling och den framtida förvaltningen av arten.

I propositionen *En ny rovdjursförvaltning* (prop. 2008/09:210) föreslogs samma övergripande mål för rovdjursstammarnas utveckling. Den nationella miniminivån föreslogs dock ändras beträffande antalet årliga föryngringar av lodjur, där antalet kan tillåtas variera ned till 250. Vidare föreslogs att etappmålet om 20 föryngringar per år av varg förlängs samtidigt som antalet individer inte ska överstiga 210. Dessa målnivåer för lodjur och varg angavs gälla under tiden för den nu aktuella utredningens genomförande. Därutöver föreslogs åtgärder för att stärka vargstammens genetiska situation. De åtgärder som ska genomföras under en femårsperiod fram till och med 2014 är enligt propositionen att underlätta för naturligt invandrade vargar att förflytta sig från renskötselområdet till vargpopulationen i Mellansverige. Vidare ska det skapas förutsättningar för flytt av naturligt invandrade vargar till området söder om renskötselområdet. Om vargar inte invandrar i tillräcklig utsträckning ska vargar med östligt ursprung föras in i landet i enlighet med propositionen *En ny rovdjursförvaltning* (prop. 2008/09:210). Sammanlagt ska högst 20 vargar införlivas i den svenska vargpopulationen genom dessa åtgärder fram till och med

2014. I propositionen aviserade regeringen en kommande utvärdering av mål för rovdjursstammarnas utveckling samt uppföljning av de initiativ som ska genomföras för att stärka vargstammens genetiska situation. Utvärderingen ska genomföras med en bred sammansättning av företrädare för olika samhällsintressen.

Efter förslag i propositionen om en ny rovdjursförvaltning har länsstyrelserna genom särskilda viltförvaltningsdelegationer fått ansvaret för viltförvaltningen som helhet inom länet. Delegationernas sammansättning präglas av en bred representation från olika intressen i samhället. Delegationerna leds av landshövdingen. För att underlätta samverkan mellan länen i fråga om förvaltningen av rovdjur har landet delats in i tre rovdjursförvaltningsområden. Renskötselområdet exklusive norra Dalarna utgör det norra förvaltningsområdet. Dalarnas, Gävleborgs, Västra Götalands, Värmlands, Örebro, Västmanlands, Uppsala och Stockholms län utgör det mellersta förvaltningsområdet och övriga län, som i dag saknar etablerade rovdjursstammar, utgör det södra rovdjursförvaltningsområdet. Syftet med en ny rovdjursförvaltning är att flytta ansvaret för förvaltningen – med hänsyn till nationella mål och internationella åtaganden – från central nivå till regional nivå för att skapa möjligheter till regionalt ansvar för och lokalt inflytande i rovdjursförvaltningen.

Uppdraget att utvärdera långsiktiga mål för rovdjuren och deras förvaltning

Utvärdering av förekomsten av varg och järv

Under 2009 konstaterades 22 föryngringar av varg och 111 föryngringar av järv. De sedan 2001 fastställda etappmålen för arterna har därmed uppnåtts. Järv förekommer inom hela renskötselområdet. Det finns dokumenterat enstaka förekomster utanför detta. Varg förekommer utanför renskötselområdet med en koncentration i Dalarnas, Värmlands, Västra Götalands, Gävleborgs och Örebro län. Enstaka vargar har etablerat sig även i Östergötlands och Stockholms län. Flera av vargreviren delas gemensamt med Norge. Det finns förutsättningar för de bägge arterna att sprida sig inom landet beträffande lämpliga habitat (livsmiljöer) och tillgången på bytesdjur.

I enlighet med vad som föreslogs i propositionen Sammanhållen rovdjurspolitik (2000/01:57) ska utredaren utvärdera förekomsten av arterna varg och järv i Sverige. Utredaren ska analysera och utvärdera förutsättningar för och förslag till åtgärder för varg- respektive järvstammarnas utveckling mot en nivå där arternas fortsatta existens i Sverige kan anses livskraftig och ha uppnått gynnsam bevarandestatus i enlighet med vad som anges i rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda växter och djur (art- och habitatdirektivet). Vidare ska analyseras om målen ska anges som målnivåer eller om de ska anges som nya etappmål på grund av bl.a. socioekonomiska förutsättningar.

Utredaren ska

- analysera och utvärdera förekomsten av varg och järv och föreslå nya mål angivet som etappmål eller minimimål för respektive art,
- analysera förutsättningar för varg- respektive järvstammarnas utveckling mot en nivå där arternas fortsatta existens i Sverige kan anses livskraftig och ha uppnått gynnsam bevarandestatus, och
- lämna förslag till åtgärder för varg- respektive järvstammarnas utveckling mot en nivå där arternas fortsatta existens i Sverige kan anses livskraftig och ha uppnått gynnsam bevarandestatus.

Mål för rovdjursstammarna

Rovdjursstammarna har med undantag av järv expanderat inom landet. För vargens del har arten etablerat sig i stort sett i hela Mellansverige utanför renskötselområdet. Rovdjurspolitikens intentioner är att varg inte ska etablera sig inom renskötselområdets åretrunmarker. Någon enstaka etablering utanför dessa bör dock kunna accepteras. Detta gäller i synnerhet för de fall naturligt invandrad varg kommer in i landet, i avvaktan på åtgärder för att underlätta införlivande av vargen i den mellansvenska vargpopulationen.

Det ökande antalet rovdjur har för somliga inneburit en belastning i vardagen medan andra har kunnat glädjas åt att få större möjlighet att möta rovdjur i dess naturliga tillstånd i naturen. Förvaltningen av björn och lodjur har varit framgångsrik och dessa

arter betraktas nu som jaktbart vilt. Det ökande antalet rovdjur har dock också medfört konflikter mellan rovdjur och människor i områden med tamdjursbesättningar och inom renskötselområdet där rovdjursförekomsten har inneburit att människor påverkats i sin vardag och sin utkomst. När det gäller varg har också antalet på hundar ökat.

Rovdjuren utgör toppredatorer i ekosystemen. En rad arter är beroende av tillgången på kvarlämnade rester av bytesdjur som rovdjuren fällt. Det rör sig om mindre rovdjur som t.ex. fjällräv, fåglar och insektsarter som lever på kadaver. Från ett ekosystemperspektiv har rovdjuren därför en mycket viktig funktion.

Effekterna av den samlade rovdjursförekomsten, inbegripet människors attityder till rovdjur och rovdjurens funktion och ekologiska roll i ett ekosystemperspektiv, behöver utvärderas i syfte att formulera målnivåer för björn, varg, järv och lodjur. I detta sammanhang måste de mål som lagts fast för förvaltningen av övrigt vilt inklusive klövvilt beaktas. Även de socioekonomiska förutsättningarna, dvs. hur rovdjurens närvaro påverkar förutsättningar för näringsliv, rekreation, fåboddrift och jakt och människors vardag måste beaktas. Livskraftiga populationer ska utredas för varg, lodjur, järv och björn i syfte att ligga till grund för beslut om nya mininivåer eller etappmål, och som uppfyller kravet om en gynnsam bevarandestatus. Detta ska göras i enlighet med art- och habitatdirektivet och de riktlinjer som EU-kommissionen lade fast 2008 (Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores). I riktlinjerna anges att stammarna ska förvaltas på populationsnivå.

Utredningen ska utifrån rådande förutsättningar ge förslag till målnivåer för de stora rovdjuren. Det behöver analyseras om målnivåerna för respektive art liksom i dag bör sättas utifrån antalet årliga föryngringar, eller om det bör ske utifrån antalet individer av en art.

Utredaren ska

- analysera såväl de biologiska som de socioekonomiska förutsättningarna för stora rovdjur inom dagens rovdjursförvaltningsområden,
- analysera och motivera om mininivåerna eller etappmålen för respektive art, liksom i dag, bör sättas utifrån antalet årliga föryngringar eller utifrån antalet individer av en art,

- ange miniminivåer för hur stora stammarna av björn, varg, järv och lodjur måste vara för att uppnå gynnsam bevarandestatus enligt de riktlinjer som Europeiska kommissionen antagit om förvaltning av stora rovdjur på populationsnivå,
- ange målnivåer för de stora rovdjuren utifrån såväl biologiska förutsättningar som de förutsättningar för samexistens mellan människa och rovdjur som finns, predationstryck och rovdjurens funktion och ekologiska roll i ett ekosystemperspektiv,
- lämna förslag till målnivåer (miniminivåer eller etappmål) på populationsnivå för björn, varg, järv och lodjur, med beaktande av att gynnsam bevarandestatus ska föreligga samt med beaktande av de olika förutsättningarna i förvaltningsområdena och de socioekonomiska förutsättningarna, och
- lämna förslag till åtgärder för stammarnas utveckling i syfte att nå uppsatta mål.

Lokala avvägningar

Lokalbefolkningens acceptans av rovdjuren är nödvändig för att nå målet om ett långsiktigt bevarande av de stora rovdjuren i livskraftiga populationer.

Europeiska kommissionen har fokuserat på den mänskliga acceptansen som en nyckel till bevarande i sitt riktlinjedokument till habitatdirektivet om förvaltning av stora rovdjur (Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores, 2008). I dokumentet anges att det behövs en flexibel förvaltning för att vinna människors långsiktiga acceptans av rovdjur. Även om metoderna för att nå målet varierar mellan medlemsländerna är huvudmålet för förvaltningen gemensamt att upprätthålla och stärka den biologiska mångfalden. Även om naturbetingelserna är sådana för ett område att det bör kunna hysa ett stort antal rovdjur, kan det således finnas socioekonomiska faktorer som omöjliggör en tät rovdjursstam i området i dag.

Utredaren ska

- föreslå åtgärder för att öka acceptansen för rovdjur.

Illegalt dödande

De största hoten mot rovdjursstammarna har varit och är fortfarande förföljelse och illegal jakt. Regeringen konstaterade i propositionen *En ny rovdjursförvaltning* (prop. 2008/09:210) att antalet fällande domar för illegal jakt är mycket litet i relation till det antal misstänkta jaktbrott som begås på stora rovdjur och att för att det ska bli en förändring och fler brottslingar lagförda, fordras ett aktivt arbete för att förändra allmänhetens attityd till dessa brott. Det konstaterades även att kriminalisering av försök och förberedelse till grovt jaktbrott kan vara ett värdefullt verktyg i bekämpandet av den illegala jakten, men att regeringen avser återkomma till frågan i annat sammanhang. Regeringen presenterade i propositionen *En ny rovdjursförvaltning* (prop. 2008/09:210) en rovdjurspolitik som i högre grad än tidigare tar hänsyn till rovdjurens inverkan på mänskliga intressen. Genom de åtgärder som föreslogs i propositionen fördes bl.a. besluten om rovdjursförvaltning närmare de berörda människorna. Regeringen öppnade för en begränsad licensjakt även efter de rovdjur som tidigare endast förvaltats genom skyddsjakt. I likhet med Europeiska kommissionen anser regeringen att förvaltningen bäst hanteras regionalt men utifrån de generella mål som fastställs på europeisk eller nationell nivå. En ökande hänsyn till de socioekonomiska aspekterna i samband med förvaltning av rovdjur förväntas medföra en ökad acceptans för rovdjuren regionalt. Därför förväntas en nedgång i det illegala dödandet av stora rovdjur. Det illegala dödandet är en viktig förvaltningsparameter eftersom den typen av illegal verksamhet är ett tecken på bristande acceptans. Det illegala dödandet försämrar även möjligheterna för legal förvaltning av rovdjuren, något som i sin tur kan leda till ytterligare ökat missnöje bland stora grupper.

Utredaren ska

- analysera om den illegala jakten ökar eller minskar och, om det behövs, lämna förslag till åtgärder för att minska den illegala jakten på stora rovdjur.

Dialog med lokalbefolkningen

En god rovdjursförvaltning bygger som tidigare nämnts på en acceptans för rovdjuren hos lokalbefolkningen. Det kräver dialog

och full respekt för olika ståndpunkter, även lokalbefolkningens. Det är även viktigt att, från myndigheternas sida, verka för en generell förståelse i samhället för de utmaningar som kommer för människor som lever nära dessa djur. En grundsten för att uppnå acceptans är att människor som berörs av rovdjur får information av myndigheter som förvaltar rovdjuren. Informationen och dialogen mellan myndigheter och lokalbefolkning kan, enligt regeringens uppfattning, utvecklas i syfte att stärka acceptansen både för rovdjuren och förvaltningen. När rovdjuren nått sådana nivåer som innebär långsiktigt livskraftiga stammar kommer jaktens utformning att vara en viktig del av rovdjursförvaltningen. Det är därför viktigt att analysera hur förvaltningen av de stora rovdjuren kan övergå från ett strikt bevarandearbete till en aktiv förvaltning, inkluderat jakt.

Utredaren ska

- ge förslag till metoder för en utvecklad dialog med lokalbefolkningen om rovdjuren samt vägar till en förbättrad information till lokalbefolkningen vid ny eller tillfällig förekomst av stora rovdjur.

Regionalt ansvar – lokalt inflytande

Syftet med den nya förvaltningen med ett ökat regionalt ansvar och lokalt inflytande är att systemet ska leda till en förbättrad samexistens mellan rovdjur och människa och att målen med den nya rovdjursförvaltningen uppnås.

Utredaren ska

- analysera om det regionaliserade ansvaret för förvaltningen av rovdjuren och jakten lett till en ökad acceptans av rovdjur i människors närhet, och
- i övrigt ge förslag till förvaltningsåtgärder avseende rovdjuren som bidrar till en samexistens mellan människa och rovdjur i syfte att stärka rovdjurens situation i landet.

Åtgärder för att stärka vargstammens genetiska situation

Regeringen redovisade i propositionen *En ny rovdjursförvaltning* (prop. 2008/09:210) åtgärder för att stärka vargstammens genetiska status. Flytt av varg från renskötselområdet till den mellansvenska

vargpopulationen kan vid behov genomföras utan ytterligare utredning utöver lämplig utsättningsplats. När det gäller införsel av vargar med östligt ursprung har regeringen uppdragit åt Statens jordbruksverk, Naturvårdsverket och Statens veterinärmedicinska anstalt att utarbeta rutiner för sådana åtgärder. Uppdraget ska redovisas den 31 oktober 2010.

Utredaren ska

- analysera och bedöma om de initiativ som regeringen föreslagit i propositionen om en ny rovdjursförvaltning för att minska graden av inavel är tillräckliga samt därutöver redovisa vargstammens utveckling,
- bedöma och redovisa eventuellt behov av kompletterande åtgärder för att säkra en genetiskt livskraftig vargstam, och
- analysera hur förankringsprocessen genomförts vid utsättning av vargar inom mellersta Sverige.

Ekonomiska konsekvenser

Utredaren ska redovisa samhällsekonomiska konsekvensanalyser av förslagen. För eventuella förslag med statsfinansiella konsekvenser ska även finansieringsförslag lämnas.

Samråd och redovisning av uppdraget

Samråd ska hållas med berörda myndigheter, organisationer och andra intressen. Erfarenheter från Norge och Finland ska inhämtas. Utredaren ska vidare utgå från internationella åtaganden samt de riktlinjer för förvaltning av stora rovdjur på populationsnivå som Europeiska kommissionen fastställde 2008.

Utredaren ska lägga fram ett delbetänkande om bedömning av gynnsam bevarandestatus för de aktuella arterna senast den 31 mars 2011.

Uppdraget ska slutredovisas senast den 1 juli 2012.

(Miljödepartementet)

Kommittédirektiv



**Tilläggsdirektiv till Rovdjursutredningen
(M 2010:02)**

**Dir.
2011:5**

Beslut vid regeringssammanträde den 27 januari 2011

Förlängd tid för uppdraget och tillägg till uppdraget

Med stöd av regeringens bemyndigande den 10 juni 2010 har chefen för Miljödepartementet gett en särskild utredare i uppdrag att utvärdera målen för rovdjursstammarnas utveckling. Utredaren ska enligt direktiven senast den 31 mars 2011 redovisa ett delbetänkande om bedömning av gynnsam bevarandestatus för björn, järv, lodjur och varg.

Utredningstiden förlängs. Delbetänkandet ska istället redovisas senast den 20 april 2011.

Utredaren ska även analysera hur den skandinaviska vargpopulationen kontinuerligt kan få ett inflöde av vargar med östligt ursprung. Utredaren ska föreslå och redovisa åtgärder som dels underlättar för naturlig invandring av varg, dels säkerställer att dessa vargar når den mellansvenska vargpopulationen. Slutbetänkandet ska kompletteras med dessa förslag.

Naturlig invandring av varg

Den skandinaviska vargstammen härstammar från endast tre individer. Endast ett fåtal vargar har på senare tid vandrat in från Finland och etablerat sig inom den skandinaviska populationen. Ytterligare vargar har vandrat in i norra Sverige men dessa har inte nått den mellansvenska vargpopulationen bl.a. på grund av omfattande problem för renskötseln. Denna mycket begränsade invandring har inneburit att den höga graden av inavel som finns inom den skandinaviska vargstammen inte har minskat i tillräcklig omfattning. Regeringen förbereder olika åtgärder för att påtagligt

minska inavelsgraden i populationen bl.a. genom att aktivt plantera in vargar med östligt ursprung under de närmaste åren. Sådan inplantering får dock ses som en engångsåtgärd. För att efter genomförd inplantering bevara vargstammens genetiska status och säkra att vargstammen är långsiktigt livskraftig bedömer forskare att efter genomförd inplantering så behöver en till två nya vargar per femårsperiod komma i kontakt med den skandinaviska vargpopulationen och reproducera sig. För att säkerställa detta är det nödvändigt att antingen vidta åtgärder så att naturligt invandrade vargar kan passera renskötseområdet utan att orsaka skador eller att vidta åtgärder som säkerställer att eventuella skador för renskötseln minimeras och kompenseras. Det kan t.ex. röra sig om tillfälliga korridorer för att underlätta att varg vandrar ner till mellersta Sverige. Det kan även vara frågan om höjd ersättning till en sameby där en varg uppehåller sig eller icke återbetalningsbart bidrag för förebyggande åtgärder, exempelvis flyttning av en renhjord när en varg befinner sig i en sameby.

Tilläggsuppdraget

Utredaren ska analysera och föreslå åtgärder för att underlätta att naturligt invandrade vargar med östligt ursprung når den mellan-svenska vargpopulationen med minimerad skadenivå för renskötseln.

Ekonomiska konsekvenser

Utredaren ska redovisa samhällsekonomiska konsekvensanalyser av förslagen. För eventuella förslag med statsfinansiella konsekvenser ska även finansieringsförslag lämnas.

Samråd och redovisning

Samråd ska hållas med berörda myndigheter och organisationer, särskilt företrädare för rennäringens intressen.

Förslagen ska redovisas i slutbetänkandet senast den 1 juli 2012.

(Miljödepartementet)

Evaluation of the conservation genetic basis of management of grey wolves in Sweden

Michael Møller Hansen, Aarhus University, Denmark, **Liselotte Wesley Andersen**, National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark, **Jouni Aspi**, University of Oulu, Finland, **Richard Fredrickson**, University of Montana, Missoula, USA

Summary

The evaluation panel was asked to assess the scientific basis of conservation genetic recommendations for managing Swedish wolves, more specifically to evaluate views and hypotheses proposed by different researchers. In addition, the panel was asked to provide its own assessment of the population sizes needed for obtaining Favourable Conservation Status, as defined in the EU Habitats Directive, Article 17. Finally, the panel addressed other relevant questions as they emerged during discussions. The main conclusions and recommendations are as follows:

- Scandinavian wolves are highly inbred, there is evidence for deleterious genetic variation that will become expressed during inbreeding, and inbreeding depression must be considered an important problem. The panel supports the view that action should be taken as soon as possible to reduce inbreeding levels.
- The panel does not see a contradiction between the presence of inbreeding depression and the fact that the population has increased. This represents a balance between on the one side a beneficial environment with plenty of prey and a wolf population below carrying capacity favouring population growth, and on the other side inbreeding depression resulting in decreased reproductive performance. At present, the balance is still in favour of population growth, but if inbreeding continues to increase, the situation is likely to reverse.

- The major challenge is to reduce the high inbreeding. There is no other way to achieve this than by introducing new genetic variation, either by natural immigration of grey wolves from Finland or by artificial translocations.
- The panel supports a short-term goal that consists of reducing inbreeding from the current ca. 30 % to below 10 % over a 20 year period. If the current population in Sweden and Norway is maintained at a maximum of 240 individuals, then 5–10 genetically effective immigrants are required per generation. At this low population size immigration must be continuous. If a larger population size is allowed, then in the longer term fewer immigrants would be required to keep inbreeding below 10 %, but the exact numbers would have to be determined analytically.
- The panel finds that obtaining Favourable Conservation Status will require a population size of at least 3,000–5,000 individuals. Wolves throughout Scandinavia, Finland and Karelia-Kola have historically constituted one continuous population, which has since been fragmented and reduced due to human activity. It is therefore most appropriate to focus efforts for obtaining Favourable Conservation Status on this geographical region. The panel consequently recommends transnational collaboration and agreements among Sweden, Norway, Finland and Russia with the purpose of securing a common grey wolf population consisting of 3,000–5,000 individuals. The individual sub-populations of the total population should be connected by migration at a rate to ensure that inbreeding is not a problem. It will require detailed analyses and discussions to determine the specific proportions of the total population to inhabit each country. The relative proportions of suitable habitat found in each country could be a good starting point for the assessment.
- The panel was asked to provide recommendations for a relevant measure of population size. The most relevant measure depends on the question asked. If it concerns the demography of the population, then the most relevant measure is the census population size (N), which is simply the number of individuals. If it concerns conservation genetics questions concerning inbreeding, gene flow etc., then effective population size (N_e) is the most relevant measure. The ratio between census and effective population size can be used as a conversion factor. However,

this ratio is difficult to determine precisely and conversions between census and effective population sizes should therefore be evaluated with caution.

- The panel finds it important to continue close monitoring of Scandinavian wolves. In particular, specific monitoring of potential inbreeding depression is recommended (e.g. physical deformities, changes of life-history parameters) and funding for this purpose should be available. The pedigree established for wild Scandinavian wolves is available on request and is already used in practical management. The panel finds that this is a particularly important tool that should be used for identifying individuals of immigrant ancestry or individuals that in other ways represent particularly valuable portions of the founder genetic diversity. These individuals should subsequently be protected from hunting.
- The panel finds it justified to use offspring of wolves from the captive Fennoscandian wolf population for artificial translocations. There is concern that some introgression with domestic dogs has occurred, but this can be assessed using genetic markers.
- The panel is impressed by the high quality of the science that has been conducted during the monitoring and assessment of the conservation status of Scandinavian wolves. Elucidating the pedigree of a wild carnivore population must be considered a unique achievement, and overall the conservation ecology and genetics research on Scandinavian wolves ranks very highly in the conservation biology sciences.

1. Assignment for the panel

In October 2010 the Large Carnivore Inquiry (Rovdjursutredningen) decided to invite an international panel of Conservation biologists to assess the current genetic status of the Scandinavian wolf population. The purpose of this was to clarify its conservation status in accordance with the Reporting Guidelines under article 17 of the Habitats directive as well as the Guidelines for Population Level Management of Large Carnivores issued by the EC. The background for assigning an international panel was an entrenched disagreement between Swedish research groups regarding this issue, especially over the severity of the inbreeding

situation. The panel has had access to peer-reviewed articles with relevance to the topic as well as reports to the Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket) and the Government. The panel members are:

Michael Møller Hansen, Aarhus University, Denmark (Chair)

Liselotte Wesley Andersen, National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark

Jouni Aspi, University of Oulu, Finland

Richard Fredrickson, University of Montana, Missoula, USA

The panel was given the following questions:

- What are the different hypotheses presented about the required population size for favourable conservation status (FCS) of the wolf? What are the underlying scientific assumptions and pre-requisites for each hypothesis? How well supported and documented are they in current science?
- What is the panel's assessment: which hypothesis is the most well-founded?
- What is the panel's own assessment of the population size required to reach and sustain favourable conservation status?
- What would be a relevant measure of population size: number of individuals, number of litters or something else?

The panel read literature and conducted discussions over e-mail through November and December and then met for three days in January 2011, during which time a hearing was held with the research groups involved in the issue: Linda Laikre & Nils Ryman (Stockholm university), Olof Liberg & Håkan Sand (Swedish University of Agricultural Sciences, SLU, Grimsö research station) and Mikael Åkesson (Lund University). Hans Ellegren (Uppsala university) and Pär Forslund (SLU) were unable to participate, but were contacted for specific questions via e-mail.

2. Favourable Conservation Status

“Favourable Conservation Status” (FCS) is a concept defined in the EU Habitats Directive (Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora).

According to Article 1 the conservation status will be taken as ‘favourable’ when:

- population dynamics data on the species concerned indicate that it is maintaining itself on a long-term basis as a viable component of its natural habitats, and
- the natural range of the species is neither being reduced nor is likely to be reduced for the foreseeable future, and
- there is, and will probably continue to be, a sufficiently large habitat to maintain its populations on a long-term basis;

Grey wolf is listed in Annex IV (species of community interests in need for strict protection) and in Annex II (species of community interest whose conservation requires the designation of special areas of conservation) to the directive. The member states should, according to Article 17, every six years report on the implementation of the measures taken under the Habitats Directive.

To assist member states, guidelines have been developed. The guidelines for reporting under Article 17, prepared by the EC, describes FCS as the overall objective to be reached for all habitat types and species of community interest. It is stressed that the fact that a habitat or species is not threatened, i.e. not faced by any direct extinction risk, does not mean that it is in FCS.

Favourable reference range and favourable reference population are two important concepts in the evaluation of conservation status. The favourable reference range is the historic or potential range, or the area required for population viability including consideration of connectivity and migration issues. The favourable reference range must be at least the range when the Directive came into force, which is 1995 for Sweden. The favourable reference population is the population considered the minimum necessary to ensure the long-term viability of the population/species. The guidelines document mentions that the minimum viable population (MVP) concept may be useful when setting the reference population value, but that MVP can only provide a proxy for the

lowest tolerable population size. This means that in practice MVP will be lower than the population level considered at FCS. The favourable reference population must be at least the size of the population when the Habitats Directive came into force.

Another important guidance document is the Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores, developed by “the Large Carnivore Initiative for Europe” for the EC. In a note to the guidelines the EC gives support to them, stating that they are not legally binding but do constitute a reference point against which DG Environment will monitor actions taken by the Member States in fulfilment of their obligations under the Habitats Directive.

In the matter of assessing conservation status, the large carnivore guidelines are to a large extent in line with the guidelines for reporting under article 17. However, the large carnivore guidelines put more emphasis on MVP and the use of PVA. They suggest using red list criterion E, which is defined as less than 10 % extinction risk over 100 years based on a PVA. An alternative, in the absence of enough data to conduct a robust PVA, is according to the guidelines to use red list criterion D (predefined thresholds for the red list threat categories).

The large carnivore guidelines also emphasize the importance of maintaining or restoring connectivity. They conclude that the assessment of conservation status should be conducted at the population level, even when the population is transboundary. One consequence of this can be that countries that share a population will be able to achieve FCS at the population level whereas this may not be feasible considering their national segments (sub-populations) in isolation.

According to this, the panel concluded that population size at FCS should be above MVP. The population should have the size and the structure (subpopulations, connectivity) so that problems of small populations are avoided. Finally, the population should also be of a size that would allow for evolutionary potential. By this it is meant that the population should be able to evolve in order to adapt to changes in the environment, e.g. climate change and emergence of new diseases.

How large – in terms of actual numbers – should populations be in order to fulfil these requirements for Favourable Conservation Status? A recent paper analyzed minimum viable population size (MVP) estimates for 212 different species collected from the

literature (Traill *et al.* 2007). In order to standardize results from different species they defined MVP as the population sizes required for a 99 % probability of persistence over 40 generations. They found a median MVP of 4,169 individuals (95 % CI 3,577 – 5,129). The MVP estimates used in the meta-analysis typically accounted for demographic stochasticity as well as some form of environmental stochasticity, and density dependence. Sixty percent of the PVAs also included genetic factors such as inbreeding depression. However, the costs of inbreeding to population growth were routinely underestimated, and “genetic” MVPs included other assumptions that would tend to cause MVP to be underestimated. Traill *et al.* (2007) concluded that minimum viable populations for most species will exceed a few thousands of individuals.

Estimates of “evolutionary” MVP (Traill *et al.* 2010) – the minimum population size required for species to adapt to changing environments through evolution have ranged from effective population sizes (N_e) of 500–1000 (Franklin *et al.* 1980; Franklin & Frankham 1998) to 5,000 (Lynch & Lande 1998). Effective population size of a set of individuals denotes the number of individuals in an “ideal” population that would give rise to the same inbreeding or random genetic drift that occurs in the specific set of individuals in question. Here, an “ideal” population denotes a population with equal sex ratio and a Poisson distribution of offspring among families. A review of genetically effective population sizes among wildlife populations (Frankham 1995) found that “comprehensive” estimates of effective population size were on average 10 % of census population sizes, whereas a more recent review found an average ratio of 14 % (Palstra & Ruzzante 2008). Two recent studies on wolves found that effective sizes were 29 % and 40 % of census population sizes (Aspi *et al.* 2006; vonHoldt *et al.* 2008), but the ratio for the Scandinavian wolf population, may be lower than these wolf populations because of its high level of inbreeding accumulation. Hence, “evolutionary” MVPs would be on the order of thousands in terms of census population sizes, and if Franklin’s (1980) initial suggestion of a minimum effective population size of 500 is accepted, then this would correspond to 1,250–5,000 individuals. Taken together, demographic and evolutionary MVPs converge on numbers around 3,000–5,000.

3. At which population level should FCS be evaluated (local or transnational)?

According to the reporting guidelines for the EU Habitats Directive Article 17 conservation status should be reported with reference to “current range, potential extent of range taking into account physical and ecological conditions (such as climate, geology, soil, altitude), historic range and causes of change and area required for viability of habitat/species, including considerations of connectivity and migration issues.” In the Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores, it is also recommended, as above, that FCS be evaluated at the population level even for transboundary populations. From a scientific perspective these considerations about definitions of populations and management units and the need for taking historical distributional ranges and population structure into account are evident and well supported (Crandall *et al.* 2000; Waples & Gaggiotti 2006). Hence, a crucial issue for evaluating the conservation status of Scandinavian grey wolves then concerns the population level and geographical scale at which it should be assessed. Essentially, the general question to answer is: What is a grey wolf population?

It must be acknowledged that grey wolves are highly vagile carnivores. Home ranges can be extensive and individual wolves can migrate hundreds of kilometers within relatively short time spans (Linnell *et al.* 2005, Kojola *et al.* 2006). Moreover, grey wolves can occupy a wide range of ecologically varying habitats (Mech & Boitani 2003). Hence, the historical and natural distribution of grey wolves would be expected to be continuous over large geographical regions, interrupted by landscape features such as seas, oceans and other impassable waterways and mountain ranges, unfavourable environmental conditions etc. A recent study, however, also demonstrates geographical genetic heterogeneity that appears to correlate with ecological factors, such as dietary preferences and availability (Pilot *et al.* 2006). Described in population genetics terms this would mean that the natural population structure would be a continuous population with some degree of isolation-by-distance (i.e. increasing genetic difference with increasing geographical distance) and additional heterogeneity reflecting specific ecological factors. In total, the population would show a considerable degree of genetic and demographic connectivity.

Based on these considerations it must be assumed that the current Scandinavian grey wolves along with grey wolves from Fennoscandia, Karelia and extending further into Russia belong to one single population. Hence, each of these units such as Scandinavian wolves should be considered fragments of a population i.e. sub-populations. In the recent past (until a few hundred years ago) grey wolves throughout the region constituted a largely continuous population connected by gene flow mediated by the extensive dispersal capabilities of the species.

The present situation with different sub-populations throughout Fennoscandia and Karelia is artificial and is a result of human-mediated fragmentation. Essentially, the geographical zones in northern Sweden, Norway and Finland where grey wolves are not tolerated constitute barriers in the landscape through which wolves are unable to disperse. The fact that relatively small but statistically significant genetic differences can be observed among the present sub-populations (Aspi *et al.* 2009) reflects: 1) limited or no gene flow through zones where grey wolves are not tolerated, isolating the sub-populations, 2) random genetic drift, that is random genetic changes caused by low and in the case of Scandinavia very low effective population sizes and founder events and 3) the isolation-by-distance (e.g. Aspi *et al.* 2006) that occurred already in the continuous historical population.

Considering the natural genetic population structure of grey wolves, their distributional range in the recent past and the definitions of reporting units (i.e. the scale at which reporting should be done) in the EU Habitat Directive Article 17 and Guidelines for Population Level Management Plans for Large Carnivores it follows that Favourable Conservation Status should be evaluated and secured at the level of the historical range. In practical terms, the evaluation panel recommends focusing on the current geographically most proximate sub-populations in Fennoscandia and Karelia. The panel notes that there is a knowledge gap concerning population sizes and densities and genetic population structure of the easternmost part of the range that ought to be filled in.

The evaluation panel notes that although inbreeding problems are by far the most severe in the Scandinavian sub-population (Liberg *et al.* 2005), population sizes of the other sub-populations in the historical range are also low, leading to significant conservation concerns (Aspi *et al.* 2006, Aspi *et al.* 2009). Despite the

conservation concern for all the sub-populations in the proximate historical geographical range, the evaluation panel finds it a realistic goal to obtain Favourable Conservation Status for the Fennoscandian-Karelian grey wolf population, with effective population sizes (N_e) that secure a potential for future evolution (500 or more). This number corresponds to census population sizes (N) of some thousands (at least 3,000–5,000) individuals. Population sizes of these magnitudes would secure long-term sustainability of the population, addressing both genetic and demographic requirements (Frankham *et al.* 2002; Traill *et al.* 2010).

The evaluation panel stresses that the key to obtaining Favourable Conservation Status involves transnational collaboration and agreements involving Norway, Sweden, Finland and Russia. Emphasis must be on 1) securing sufficient connectivity among the present sub-populations, preferably through natural migration or alternatively artificial translocations and 2) securing sufficiently high population sizes within the present fragments (sub-populations) of the historical range. All together this could lead to a total population size fulfilling the requirements for Favourable Conservation Status.

4. Can the Scandinavian population in itself meet requirements for Favourable Conservation Status?

In the proceedings the panel concluded that Favourable Conservation Status should be evaluated and achieved at the level of the historical population range, in practical terms Fennoscandia and Karelia. In practice this can be considered a feasible goal, disregarding political aspects. For arguments sake, however, the panel also briefly considered whether Favourable Conservation Status could be achieved solely within the Scandinavian sub-population, thus disregarding the sub-populations from Karelia and Finland and disregarding the definitions of populations and reporting units put forward in the reporting guidelines for the EU Habitat Directive Article 17.

The panel finds that the most imminent genetic problem with the Scandinavian sub-population is the extremely high inbreeding coefficient of ca. $F = 0.3$. This level of inbreeding is greater than that found in offspring from matings between full siblings, and substantial inbreeding depression due to a genetic load (harmful

alleles that will be expressed under inbreeding) has been demonstrated in Scandinavian wolves (Liberg *et al.* 2005, Råikkonen *et al.* 2006). Inbreeding cannot be reduced by increasing population sizes, although this would have the positive effect of reducing the rate of future inbreeding accumulation. A reduction of inbreeding can only be achieved by introducing new genetic material to the sub-population (Frankham *et al.* 2002). Hence, either natural immigration or artificial translocation is required to reduce inbreeding to an acceptable level. Once this has been achieved, the census population size of the Scandinavian sub-population would have to number in the thousands (3,000–5,000) in order to fulfill the criteria for Favourable Conservation Status. In principle, it would thus be possible to obtain Favourable Conservation Status for the Scandinavian sub-population but 1) this does not address conservation requirements for other remnants of the historical wolf population and 2) although the evaluation panel focuses on biological issues, it is the impression of the panel that a grey wolf population size of this magnitude is not politically acceptable.

5. Meeting requirements for Favourable Conservation Status on a transnational scale.

Given that FCS for the wolf cannot be achieved within the Scandinavian peninsula, what should Scandinavia's contribution to the extended population be? It will be close to impossible to give an exact figure for this, since it depends on a number of factors, for instance the sizes of the Scandinavian, Finnish and Russian sub-populations, the level of gene flow between them and the area of suitable habitat found in the different countries. Considering only the size of the countries/regions (Sweden: 450 000 km²; Norway: 324 000 km²; Finland: 338 000 km²; Kola-Karelia with neighbouring provinces: 840 000 km²), a population of 3 000 wolves divided equally would give Sweden 700, Norway and Finland 500 each and Russia 1 300 animals. However, taking the amount of suitable habitat, human habitations and infrastructure into account, the available areas would have to be adjusted substantially. But numbers might still need to be considerably higher than today in the Scandinavian peninsula. In short, a number of considerations will have to be taken into account when assessing the contribution

of individual countries to a transnational population with Favourable Conservation Status, but the relative proportions of suitable habitat could be a good starting point for the assessment.

6. The different hypotheses presented by the research groups regarding recommended population sizes, immigration rates and urgency of decreasing inbreeding.

The panel was asked to identify and evaluate the different hypotheses presented by research groups concerning recommended population sizes, immigration rates and the urgency of decreasing inbreeding. These opposing views are most clearly expressed in the recommendations provided in a report to Naturvårdsverket in 2009 (Liberg *et al.* 2009). In this report, two different sets of recommendations are provided. The first set is provided by Liberg, Sand, Forslund, Åkesson and Bensch; in the following, we refer to this group of scientists as the “Liberg *et al.* group”. The second set of recommendations is provided by Laikre and Ryman, and in the following they are referred to as the “Laikre & Ryman group”.

Despite the disagreements among groups, the evaluation panel also finds it important to stress that it is impressed by the high quality of the science that has been conducted during the monitoring and assessment of the conservation status of Scandinavian wolves. Reconstructing a pedigree of a wild carnivore population must be considered a unique achievement, and overall the conservation ecology and genetics research on Scandinavian wolves ranks very highly in the conservation biology sciences.

I) The views and recommendations of the **Liberg et al. group** are described in the following.

1. First, they clearly acknowledge that the Scandinavian wolf sub-population is strongly inbred and that there are signs of inbreeding depression. However, they also do not find that the signs of inbreeding depression are that severe. An average litter size of 3.5 is not alarming, although a litter size of 6 is observed from 3 pairs of non-inbred Scandinavian wolves. The population is still growing by 10–15 % per year so the loss of genetic diversity is going slower than expected. At the same time, however, the problem of inbreeding and inbreeding depression

cannot be ignored, so securing gene flow into the sub-population is considered a necessary step, but not to the extent that immediate measures should be taken and inbreeding should be drastically decreased.

2. Further, they emphasize a published study (Bensch *et al.* 2006) that seems to suggest a mechanism of general selection for high heterozygosity which should slow down the expected loss of heterozygosity in the population.
3. Given that they do not find the level of inbreeding to be immediately alarming, they recommend an adaptive approach starting with the least controversial management options. They therefore recommend an initial goal of having 2 effective immigrants per generation in order to decrease inbreeding. They further recommend waiting for natural immigration, i.e. over a five year period natural immigration corresponding to 2 effective migrants should occur. If this goal is not achieved, then other measures, notably active translocation of wolves must be considered. The genetic and demographical status of the population should still be followed and the pedigree upgraded and continued.
4. In order to facilitate natural immigration of wolves from Finland, a protected corridor along the Norrland coast is suggested.
5. Concerning the longer-term recommendation by Allendorf & Ryman (2002) that conservation programs should seek to retain 95 % of existing heterozygosity over a 100 year period, the Liberg *et al.* group suggests lowering the goal to retaining 90 % heterozygosity over 100 years. Given the estimated generation time of wolves this corresponds to an effective population size (N_e) of 50. Moreover, assuming a ratio between effective population size (N_e) and census population size (N) of 0.25, this corresponds to a minimum census population size of 200 wolves. However, given the uncertainty of estimating N_e/N ratios a census population size of 300 is recommended.

The evaluation panel's assessment of these issues is provided below, point by point.

1. The panel certainly agrees that the Scandinavian wolf sub-population is strongly inbred and that there are signs of

inbreeding depression. An overall inbreeding coefficient of ca. 0.3 must be considered very high and should be taken very seriously. Moreover, it has been found that the genetic load in the sub-population corresponds to ca. 6 lethal equivalents associated with reproduction (“litter-size-reducing equivalents”) (Liberg *et al.* 2005) and 5.4 lethal equivalents associated with recruitment to a breeding position (“breeding-failure equivalents”) (Bensch *et al.* 2006). This must be considered a high genetic load. There are apparently many detrimental recessive alleles in the population, which should raise significant concerns that inbreeding leads to significant inbreeding depression. The statement that the sub-population has so far grown by 10–15 % per year despite inbreeding (and illegal hunting) is correct, but this cannot be taken as evidence that inbreeding depression does not occur (in comparison, in Finland the average growth of population in 1996–2006 has been 21 %; $\lambda = 1.211$). Given that there is an abundance of prey and that the Scandinavian wolf subpopulation is far below carrying capacity, it is not a paradox that the population grows despite inbreeding depression. This can be considered a balance between population growth rate in a beneficial environment and lowered fitness (and thereby population growth) resulting from inbreeding depression, where the effects of the beneficial environment still overrides the effects of inbreeding depression. With increasing inbreeding in the years to come (unless counteracted by immigration) this balance might turn. Moreover, the overall low genetic diversity due to the extreme founder event of the sub-population means that there is limited genetic variation to respond to sudden events, notably emergence of new diseases, in which case the overall sub-population could be at risk. In total, the evaluation panel finds that introduction of new genetic material into the sub-population should have a high immediate priority.

2. The panel read and discussed the paper by Bensch *et al.* (2006) with much interest. The panel finds it plausible that the observation of maintenance of heterozygosity at the analysed markers is genuine. Indeed, patterns resembling this have also been observed in some inbreeding experiments with model organisms such as *Drosophila* (Demontis *et al.* 2009). However, the panel would dispute the interpretation that this provides

evidence for a general mechanism of selection for heterozygosity (a genome-wide effect) as opposed to selection against homozygotes at specific loci with deleterious alleles (a genic effect). Given the extremely low number of founders of the Scandinavian sub-population linkage disequilibrium is expected to be very high. Hence, selection against homozygotes at a specific locus could affect a large region of the chromosome, including the analysed molecular markers. As a likely alternative hypothesis the panel suggests that the observed results actually represent inbreeding depression in action; there is strong selection against deleterious homozygotes at specific loci, and due to the strong linkage disequilibrium hitch-hiking selection extends far along the chromosomes, which includes the studied markers. This interpretation is also consistent with recent population genetic theory. Pamilo and Pálsson (1998) found that selection against homozygous deleterious alleles is expected to cause increased heterozygosity at linked marker loci when there is strong linkage disequilibrium in small populations. They also noted that this effect may generate associations between fitness and heterozygosity at individual markers suggestive of selection for heterozygosity. It should also be noted that a later study of Scandinavian grey wolves using many more markers (250 microsatellite markers as opposed to 31 in Bensch *et al.* 2006) failed to observe a general homozygote excess (Hagenblad *et al.* 2009), although differences in the study designs make it difficult to draw a direct comparison between the two studies. In total, the panel finds that the results suggesting selection for heterozygosity are scientifically interesting, but the interpretation is far from clear-cut. The panel discourages using this result in a practical conservation context as an argument for accepting high inbreeding levels. It should be added that during the panel's discussions with the Liberg *et al.* group there was also a general consensus about interpreting these results cautiously and not using them as a scientific basis for management recommendations.

3. It is not evident why it is recommended that immigration should be at least two effective migrants per generation. Assuming an effective population size of 50 and assuming immigration from an infinitely large population, the results provided by Laikre & Ryman (Fig. 2.a) in the report by Liberg

4. The evaluation panel finds that the suggestion to create a protected migration corridor along the Bay of Bothnia coast could be a major step towards connecting the wolf sub-populations in Finland and Scandinavia. This could greatly increase the prospects for obtaining Favourable Conservation Status for the total Fennoscandian-Karelian wolf population. The panel is unable to provide detailed comments on the expected efficiency of a corridor of the size and location suggested.
5. The panel discussed and evaluated the guidelines by Allendorf & Ryman (2002) stating that the recommended effective population size should fulfil the criterion that 95 % of heterozygosity be retained over a 100 year period. The panel also discussed this issue with one of the authors (Ryman). On one side, the panel finds it important to have a specific and well-defined goal for how much loss of genetic diversity that can be accepted. On the other side, there is not really a strong biological argument as to whether the target should be 95 %, 90 % or 99 % for that matter. In general, the panel finds that it is not a fruitful discussion whether the target should be 90 or 95 %. The key issue for the Scandinavian grey wolves is the demographic history and its genetic consequences. The extremely low number of founders and the lack of gene flow have led to very high inbreeding coefficients. Hence, the panel finds that the target should be to bring the inbreeding down to an acceptable level using the combination of the two parameters immigration and population size that will fulfil that target within a reasonable time frame.

II) The views and recommendations of the **Laikre & Ryman group** are described in the following, based on their contributions to the same report (Liberg *et al.* 2009).

1. Laikre and Ryman suggest an international metapopulation of $N_e = 500-5000$ to sustain evolutionary potential. If $N_e / N = 0.25$, then this corresponds to a census population size of 2000-20000. This goal should be achieved by international collaboration with the neighbouring countries.
2. If short term viability is considered, then the recommendations of Allendorf & Ryman (2002) should be followed (retention of 95 % of existing heterozygosity for 100 years) This would correspond to $N_e = 200$. It is discussed which among a range of suggested N_e / N that should be assumed. However, if it is assumed that N_e / N are 0.20 – 0.25, then this would correspond to a recommended population size of 800–1000 individuals (as opposed to 300 recommended by the Liberg *et al.* group).
3. If only around 200 wolves are allowed to persist, then the goal of retaining 95 % heterozygosity can only be achieved by immigration corresponding to at least 4 effective migrants per generation.
4. It is argued that inbreeding should be reduced by immigration by taking immediate measures (natural gene flow or translocations). This is due to the fact that the inbreeding coefficient already is very high, that there is a considerable genetic load in the population and that significant inbreeding depression already occurs. A goal of reducing the current inbreeding coefficient to < 0.1 could be achieved over 5 to 20 years by immigration corresponding to 5 to 10 effective migrants per generation. This depends to a significant extend on the effective population size of the donor population (e.g. Finland); the lower the N_e in the donor population, the more difficult will it be to decrease inbreeding.
5. It is argued that inbreeding depression is probably underestimated as apart from litter size it is not specifically monitored. Observed defects such as cryptorchism are likely to be heritable and reflect recessive deleterious alleles. In this case, a frequency of observed cryptorchism of 0.08 would correspond to a frequency of 0.27 of the deleterious recessive allele.

Simulations suggest that because deleterious alleles have already reached such high frequencies, very high effective population sizes would be required (N_e of ca. 200) in order to avoid further increase of recessive allele frequencies.

6. Pedigree information could be used more efficiently, e.g. by using the relative kinship estimates of the individuals to identify the genetically important individuals that should be protected from hunting.

The evaluation panel's assessment of these issues is provided below, point by point.

1. The panel agrees with the recommendation of aiming towards an international "metapopulation" with an effective population size of at least 500. The panel reached a similar conclusion when evaluating the options for obtaining Favourable Conservation Status (see above). However, as a small note the panel would prefer not to use the term "metapopulation" in this context, as in many definitions this concept involves extinction-recolonization dynamics among sub-populations, but there is no evidence of these dynamics in undisturbed grey wolf populations.
2. As explained in the panel's evaluation of point 5 regarding the Liberg *et al.* group (see above), the panel on one side finds it important to have a stated conservation goal, but on the other side also finds it somewhat arbitrary that the goal should be to retain at least 95 % heterozygosity over 100 years. However, the real issue concerns the high level of inbreeding in Scandinavian grey wolves and how to reduce it.
3. The panel agrees with the rationale *per se*, but again finds that emphasis should be on reducing the level of inbreeding.
4. The panel agrees that the level of inbreeding is very high and even without further evidence of physical defects caused by inbreeding depression, the high genetic load already demonstrated corresponding to six lethal equivalents for litter size and 5.4 lethal equivalents for recruitment to breeding status should raise significant concerns (Liberg *et al.* 2005; Bensch *et al.* 2006). It can always be argued to which level inbreeding should be reduced; reducing it to below 0.1 over a time scale of 20 years appears to be a realistic goal. In any case, considering the genetic load and

very high inbreeding coefficient in Scandinavian grey wolves the panel finds it important to take steps to introduce new genetic material as soon as possible.

As a matter of fact, the panel has some concerns that the recommendations for number of effective migrants may be on the optimistic side. These recommendations are made on the basis of Fig. 2.a in Laikre & Ryman's contribution to the report, which specifically assumes immigration from an *infinitely* large donor population into a Scandinavian sub-population with N_e of 50. However, the nearest donor population (the Finnish sub-population) is far from infinite, and N_e has been estimated at ca. 40 (Aspi *et al.* 2006). This would suggest that Fig. 2.b provides a more realistic scenario, where both the donor population and the Scandinavian sub-population have an N_e of 50. Fig. 2.b shows that under these circumstances it will be difficult to obtain a permanent decrease of inbreeding coefficient. However, Fig. 2.b may also not be realistic, if gene flow occurs from presumably larger sub-populations (notably Karelia-Kola) into the Finnish sub-population, or if the effective gene flow is substantially greater than that expected from neutral expectations – as has been observed in several cases of “genetic rescue” (e.g. Ebert *et al.* 2002; Saccheri & Brakefield 2002). The true picture is expected to lie somewhere between Fig. 2.a and 2.b. The panel would recommend further analyses, for instance using individual based modelling as conducted by Forslund in another part of the report (Liberg *et al.* 2009), which should specifically take the costs of inbreeding into account. These simulations could involve immigration into a Scandinavian subpopulation of $N_e=50$ from a Finnish subpopulation of $N_e=40$ which again is connected by gene flow involving a larger Karelian-Kola population of $N_e=100$. This type of approach might provide the most realistic tool for determining the number of effective migrants required for reducing the inbreeding coefficient below 0.1.

5. The panel agrees that inbreeding depression is likely to have been underestimated as it has not been specifically monitored. It is possible (though not proven) that the observed physical defects could reflect inbreeding depression due to homozygosity for deleterious recessive alleles. If this is indeed the case, then it is correct that physical deformities of a relatively low

frequency (e.g. 0.08) corresponds to a high frequency (e.g. 0.27) of the deleterious recessive allele. It is also correct that if deleterious recessive alleles have been allowed to reach such high frequencies then there is a non-negligible risk that they may spread further due to random genetic drift. The simulations by Laikre & Ryman illustrate this point. However, the conclusion that N_e should be at least 200 in order to avoid further spread depends on the specific allele frequencies and the assumed selection coefficients. The panel therefore does not regard an N_e of 200 as a specific management recommendation, but rather consider these simulations as illustrating the seriousness of the inbreeding that has accumulated and the need for reducing inbreeding before it increases further.

6. The panel agrees that the pedigree represents a unique resource that should be utilized as much as possible in practical management. This issue was discussed with the Liberg *et al.* group, who expressed a high awareness of this issue. The panel was informed that the pedigree was immediately available on request, to scientists and the general public alike. There was a general consensus that the pedigree should be used to identify individuals that were particularly genetically valuable to the sub-population, e.g. by representing an important part of the founder genetic diversity or showing particularly low kinship with other individuals. These individuals should then be protected from hunting. However, the viewpoint was also expressed that “micro-management” would not be feasible, where particular individuals with high kinship and inbreeding were targeted for hunting, based on the pedigree information. The panel finds that the pedigree is particularly valuable for monitoring inbreeding depression, which would also necessitate further detailed recording of emerging physical defects or negative developments in important life-history parameters. The Liberg *et al.* group pointed out that it was in fact difficult to obtain funding for this type of monitoring. The panel finds that monitoring of possible inbreeding depression is such an important and fundamental part of the scientific basis of the management of Scandinavian wolves that funding for this purpose should be secured. To sum up the discussion with both groups and internally within the panel, it is particularly recommended to make use of the pedigree for

- identifying individuals to be protected from hunting, first and foremost immigrants, F1s, F2s, backcross wolves, but also other individuals that may represent a particularly high proportion of the founder genetic diversity. Several measures can be calculated for quantifying the “genetic value” of individuals, such as mean kinship coefficient, and there are several empirical examples in the literature of how to use such approaches in practical conservation (Cunningham *et al.* 2001; Goncalves da Silva *et al.* 2010).
- assessing the degree to which hunting affects the inbreeding coefficient.
- identifying packs for cross-fostering of introduced pups, if such a strategy is to be implemented, for increasing gene flow.
- monitoring the future development of inbreeding depression by monitoring physical deformities and changes in life-history parameters and associating them with the pedigree. The panel reiterates its view that funding for this type of monitoring is important and should be available.

III) In a subsequent report (Laikre & Ryman 2010) the Laikre & Ryman group evaluates the genetic consequences if the number of wolves in Sweden should be kept at a maximum of 210 and additionally 30 wolves are allowed in Norway, corresponding to a total number of 240 individuals. Moreover, they evaluate the consequences if at most 20 “foreign” individuals are introduced into Sweden. The conclusions regarding these issues are as follows:

1. If the population size of the Scandinavian grey wolf is kept at 240 individuals and no gene flow occurs (either natural or via translocations), then the inbreeding coefficient will increase to 45 % after 20 generations. If an N_e/N ratio of ca. 0.2 is assumed, then this will correspond to an N_e of around 50 and a rate of inbreeding, ΔF , of > 1 %. This is higher than the recommended rates of inbreeding when a time scale of more than a few generations is considered and may lead to further inbreeding depression. Genetic variation will also be lost quickly and there is a high risk that, some harmful alleles will increase in frequency.
2. The inbreeding coefficient will be reduced to just above 10 % if 20 genetically effective immigrants are introduced. Inbreeding will, however, increase again to the same level after 20

generations if no further immigration takes place and N is kept at 240, corresponding to N_e of ca. 50. The higher the population size, the slower the increase of inbreeding.

3. It is suggested that the goal should be to reduce the inbreeding coefficient to below 10 % and keep it there. Over a time frame of 20 generations (100 years) this can only be achieved if immigration is continued after the introduction of 20 genetically effective individuals.
4. The discussion concerning the distribution of deleterious alleles addressed in the previous report (Liberg *et al.* 2009) is taken up again. The specific distribution of deleterious alleles is difficult to assess. It is reiterated that detrimental/harmful recessive alleles are present in Scandinavian wolves and that the low number of founders have led to a situation where deleterious recessive alleles from the onset occur at high frequencies. It is also pointed out that when the effective population size is low as in Scandinavian wolves, then selection cannot act properly to eliminate deleterious alleles (genetic drift overrides selection). Finally, it is pointed out that a recent study of grey wolves on Isle Royal suggests extensive inbreeding depression, expressed as physical deformities (Raikonen *et al.* 2009). The case of the highly inbred Isle Royale wolf population has previously been used to argue that severe inbreeding can occur in wild populations without associated inbreeding depression, but the new study disproves this conclusion.
5. It is important to establish an international collaboration with the aim of connecting the Northern European grey wolf population genetically. The aim should be to create a population network facilitating natural genetic exchange among sub-populations to conserve genetic variation and keep the levels of inbreeding at an acceptable level. This point was also raised in the previous report (Liberg *et al.* 2009).

The panel's assessment of these points is as follows:

1. The panel agrees. This is in line with conservation genetics principles.
2. The panel also agrees with this. This is in accordance with conservation genetics principles.

3. The panel also agrees with this (see also the response to point 4 above related to Laike & Ryman's conclusions in the Liberg *et al.* (2009) report).
4. The panel agrees with these considerations (see also the response to point 5 above related to Laike & Ryman's conclusions in the Liberg *et al.* (2009) report).
5. The panel agrees that the key to a long-term solution involves transnational collaboration. This is further described above in the sections concerning Favourable Conservation Status.

IV) Finally, the panel has assessed the population viability analysis and individual based modelling conducted by Pär Forslund in the report by Liberg *et al.* (2009). Some of the results and the analyses conducted by Laikre & Ryman that assume mainland-island or finite island models can be seen as different alternative methods. The panel does not see major discrepancies between the methods, and from a general point of view the integration of ecological and population genetic parameters in Forslund's simulations are endorsed. In some important aspects, notably the modelling of inbreeding depression, the panel concurs with the view that this has likely been underestimated, as only reduction of litter size is considered (indeed, it would be highly relevant to include the lethal equivalents reported by Bensch *et al.* (2006) in the model as well). Also, it is assumed that environmental variation does not influence the demographic parameters, which is unlikely to be the case under real circumstances. However, the results are discussed and interpreted cautiously taking these potential shortcomings into account.

V) To sum up this long presentation and evaluation of the presented results and hypotheses:

- a) In many aspects there is agreement between the Liberg *et al.* group and the Laikre & Ryman group regarding the conservation situation and the management recommendations.
- b) The groups disagree on the numbers of genetically effective immigrants required if the census population size is 200. The Liberg *et al.* group finds that 2 genetically effective migrants per generation would be sufficient, at least for the next 10–15 years. The Ryman & Laikre group concludes that at least 5–10 genetically effective migrants are required per generation. *The*

evaluation panel finds that the inbreeding coefficient of 0.3, the genetic load (deleterious alleles) present in Scandinavian wolves and the demographic history of the sub-population with an extremely low founder number calls for high levels of gene flow in order to decrease the inbreeding coefficient. The panel recommends stating a clear goal for reducing the inbreeding coefficient within a short time span, such as reducing the inbreeding coefficient to 0.1 over 20 years, which according to Laikre & Ryman's analyses will indeed require 5–10 genetically effective migrants per generation.

- c) There is disagreement regarding the urgency of taking action. The Ryman & Laikre group finds that imminent actions should be taken to reduce inbreeding, whereas the Liberg *et al.* group finds that it would be justified to wait for 5 years, evaluate the natural immigration that occurs and at the same time take measures that could benefit the probability of natural immigration. If 2 genetically effective immigrants have not occurred within the 5 year period, measures should be taken to conduct artificial translocations. *As stated above, the panel finds convincing arguments that there should be more than 2 genetically effective migrants per generation; the number should be on the order of 5–10 effective immigrants. Given the very high inbreeding coefficient and the genetic load in Scandinavian wolves the panel finds that management actions to reduce inbreeding should be implemented and that it would not be justified to wait another 5 years. In practice, however, the panel finds that the two strategies could be combined. For instance, immediate action could be taken by using pups from captive populations (zoos) for a first round of artificial translocations. Given the low number of founders of the relevant captive populations this option will only be justified for at most a couple of years. However, at the same time measures could be taken to increase natural immigration of wolves. If this does indeed result in more spontaneous immigration at the necessary rate, then artificial translocation could be discontinued.*
- d) There is disagreement regarding the required effective population size if immigration continues to be low. The Laikre & Ryman group argues that for maintaining 95 % heterozygosity over a 100 year period, the effective population size should be at least 200. Conversely, the Liberg *et al.* group

finds that retaining 90 % heterozygosity over 100 years would be sufficient, corresponding to an effective population size of 50. *The evaluation panel has been unable to identify really strong arguments as to whether retainment of 90 % heterozygosity is sufficient or if 95 % should be the minimum target, although obviously from a conservation perspective it would be better to retain 95 %. Importantly, however, the panel finds that this discussion also misses the point. The key issue concerns the very high inbreeding coefficient and how to reduce it. Immigration is essential in order to reduce inbreeding, and even allowing an effective population size of 200 without having immigration would result in an inbreeding coefficient ≥ 0.3 , which would not be desirable from a conservation perspective.*

VI) Finally, the evaluation panel makes the following recommendations for a short-term and a longer-term conservation goal.

In the **short term**, the main priority should be to reduce inbreeding. A reasonable goal would be to reduce the inbreeding coefficient to below 0.1 over a 20 year period (4 generations) and – importantly – keep it at this low level. This goal can be fulfilled by different combinations of effective population size and numbers of effective immigrants. Based on Fig. 2.a by Laikre & Ryman in the report by Liberg *et al.* (2009), this could be obtained by constant immigration corresponding to 5–10 genetically effective migrants per generation, if the effective population size is 50. If the effective population size could be higher than 50, then lower immigration would be required, but the specific effective population sizes and immigration rates should be determined analytically. There would furthermore be benefits by obtaining a higher effective population size than 50, as this would reduce further spread of deleterious recessive alleles that are already present in the population.

In the **longer term**, the panel recommends transnational collaboration and agreements involving Sweden, Norway, Finland and Russia in order to secure a total population of at least 3000–5000 individuals (or an effective population size of at least 500), where the individual sub-populations, including that in Scandinavia, are connected by gene flow. This could secure Favourable Conservation Status of the total population.

7. What would be a relevant measure of population size?

The panel was asked to provide recommendations for a relevant measure of population size. In short, the most relevant measure depends on the question asked. If it concerns the demography of the population, then the most relevant measure is the census population size (N), which is simply the number of individuals. If the question concerns genetic processes, such as minimizing inbreeding and assessing the minimum immigration required, then effective population size (N_e) is the most relevant measure. Molecular markers may be used to estimate the effective population size through a variety of statistical methods; for instance Aspi *et al.* (2006) estimated the effective size of the Finnish population to be ca. 40 based on analysis of molecular markers. The effective population size is nearly always much lower than the census population size, but if the ratio between the two (the N_e/N ratio) is known, then this can be used as a conversion factor. However, N_e/N ratios should be treated with caution, as they can depend on the situation and the specific species. The mean N_e/N ratio for a large number of species has been found to be 0.1 (Frankham 1995), but with considerable variation among organisms. The suggested N_e/N ratios in grey wolves (Scandinavia and elsewhere) range from ca. 0.2 – 0.4 (Aspi *et al.* 2006; Liberg *et al.* 2009; Laikre & Ryman 2010; vonHoldt *et al.* 2008) and will be complicated to estimate precisely. The best approach therefore is to take a cautionary approach and assume a range of possible values, as is also done in most of the publications assessed by the panel.

The panel would discourage use of alternative measures of population size, such as numbers of litters. They do not have a rigorous theoretical definition, which would preclude their “translation” into census and effective population sizes.

8. Priority research if management should encompass a total transnational population involving Fennoscandia and Karelia-Kola.

If the Scandinavian, Finnish and Russian Kola-Karelian wolf sub-populations are to be treated as one transnational management unit, there is urgent need for increased co-operation between

researchers and management authorities within these countries. There are already good databases with genetic profiles for individual wolves in Sweden and Finland. To allow better genetic identification of individuals and comparison between populations, standardization of the applied genetic markers is necessary. There is already some co-operation between Finnish and Russian large carnivore researchers, but broader international co-operation should be established. There should also be closer co-operation between management authorities from the countries. It could be particularly useful if the action of the SKANDULV working group could be expanded to include Finnish and Russian managers and researchers, or some other organization should be established.

The status and genetic structure of the Swedish and Finnish wolf populations are well known. Less is known about north-western Russian wolf populations, and there is urgent need to investigate the present status and genetic connectivity of these sub-populations. The Russian Karelian and Archangelsk sub-populations and their immigration between Finland and Russia have been studied (Aspi *et al.* 2009). There are small genetic differences between the populations, but they are probably due to isolation by distance. However, migration in recent years between the populations seems to be low. Genetic diversity of the Finnish population has been decreasing during the last fifteen years (Roininen *et al.*, unpublished). This is partly due to lowered population size, but probably also reflects lowered migration from Russian populations.

Wolf populations in Eastern Europe have been studied (Pilot *et al.* 2006), and it has been shown that there is non-random spatial genetic structure even in the absence of obvious physical barriers to movement. It was found that the genetic differentiation among local populations was correlated with climate, habitat types, and wolf diet composition. Accordingly, it seems that ecological processes may also have a significant influence on the amount of gene flow among wolf populations. Pilot *et al.*'s (2006) study did not involve samples from Russian Karelia. Hence, genetic differences between Russian Karelian and other eastern European wolf populations have not been quantified. Connectivity between Russian Karelian and adjacent southern and eastern wolf populations should therefore be investigated. However, given that estimated migration rates from Karelian to Finnish wolves have been estimated to be less than 0.03 (Aspi *et al.* 2009), connectivity

between Finnish wolves and subpopulations further apart is expected to be very low.

Recently several cases of alleged wolf-dog hybridization in Finland near the Russian border has been reported. Alleles typical to some dog-breeds have also been reported in supposed wolf migrants from Russia (Roininen *et al.* unpublished). Possible hybridization between dogs and wolves should be surveyed on a larger scale, and the wolves potentially to be translocated should be genotyped to avoid possible introgression.

9. Captive populations – how useful are they for reintroduction?

The captive Nordic population may constitute a source of genetic material to reduce inbreeding in the Scandinavian wolf subpopulation. There are nine founder individuals in the captive Scandinavian-Finnish wolf population. Five of these originated from Scandinavia or Finland, two from Estonia, one from Latvia and one from Russia. There is a possibility that there is some introgression from domestic dogs into the Estonian founders (Laikre & Ryman 2010). The average inbreeding level is around 0.1, which is much lower than that of the wild population (around 0.3).

The evaluation panel finds that the captive wolves could be a useful source of genetic material in the short term for reducing the inbreeding in Scandinavian wolves (in practise, this would involve cross-fostering of pups). It would be important first to verify whether or not introgression from domestic dogs has occurred, which could be done using molecular markers (Verardi *et al.* 2006). It could also be debated if captive wolves even after a few generations could have experienced some degree of adaptation to the captive environment. Although this possibility is difficult to rule out entirely, the panel finds that this potential concern would be counterbalanced by the need for reducing inbreeding in Scandinavian wolves.

It must be emphasized that using genetic material from the captive populations would only be a short term solution (a few years) due to the low number of founders. In the longer term genetic material from wild populations should be introduced, preferably by natural immigration or alternatively by translocations.

10. What is the *potential* natural immigration into Sweden if wolves were allowed to pass through Northern Sweden?

The potential for natural immigration into the Scandinavian wolf population is a crucial point for conservation management. If gene flow is sufficiently high, a smaller population may be viable in the longer term. At present, the reindeer herding areas of Northern Finland and Sweden are kept virtually wolf-free, meaning that individuals found to attack livestock are promptly removed or shot. The wolves that are able to pass this area without detection are few and far between: in recent years, 1–2 individuals per year have reached the Southern wolf population in Scandinavia. This depends greatly on the size of the Finnish population, which is currently declining. Of these migrants, on average 50 % have bred successfully, adding genetic variation. However, statistical models using longer time series suggest that there is only a 60 % probability that 1 genetically effective migrant reaches the South per generation (5 years). That is quite insufficient to maintain variation. But if all migrating wolves were allowed/assisted to pass through Finnish and Swedish Lapland, the gene flow would be substantially higher, even more so if illegal killings could be avoided. A suggested figure in this scenario is 2–3 effective migrants (breeding individuals) per generation. If the Scandinavian sub-population is kept at a constant effective population size of 50 (corresponding to the presently allowed census population size of 240), this will not be sufficient to reach a goal of reducing inbreeding to below 0.1 (see Laikre & Ryman's Fig. 2.a in Liberg *et al.* 2009). However, if a larger population could be tolerated and/or if the Finnish subpopulation increased, thereby increasing immigration into Scandinavia, a more beneficial situation could occur. The combinations of migrants and effective population sizes required should be derived after careful analysis.

11. Issues regarding diseases and quarantine.

It has been suggested that translocated wolves should be screened for diseases like rabies, distemper and parvo, as well as internal and external parasites, and should be de-wormed, treated for ectoparasites and vaccinated against rabies. After the treatments the translocated animals should be in quarantined in captivity, or

should remain in the wild equipped with gps-transmitters for 120 days. If wolves to be translocated are taken from captive population or from established Finnish wolf packs, the probability of spreading diseases which do not occur in Sweden will be very low.

Wild animals with rabies in Finland have been found most recently in 1989, and it has never been found in wolves. To prevent the spread of infection from Russia to Finland bait vaccines are annually spread into the forests at the south-eastern border. The prevalence of *Echinococcus granulosus* infection among Finnish wolves is 10-15 %, but endemic foci of *E. granulosus* have also been known to occur in northern Norway and Sweden (even though they have not been found during recent years). *Echinococcus multilocularis* has not so far been found in Finland, even though it is known to occur in Russian Karelia in voles (pers. comm., prof. Antti Oksanen, Finnish Food Safety Authority Evira). Some sporadic cases of parvovirus have been found in raccoon dogs in Finland, but not in wolves.

Single de-worming is able to remove all endoparasites, and keeping animals in quarantine for 120 days is more than enough to prove that there are no rabies symptoms. Keeping the animals in the wild equipped with gps-transmitters for 120 day would be difficult to organize. The Finnish authorities have expressed their willingness to vacate Finnish wolves mainly from the reindeer herding area, and keeping wolves alive there for 120 days could be difficult. Moreover, wolves in Finland have been mainly captured for gps-collaring with snow mobiles, and the seasonal time window for that practice is definitely shorter than 120 days (only possible with thick snow cover). However, wolves have been very recently caught with the help of helicopters. The evaluation panel finds it puzzling that the vaccinations and de-worming is not required if immigrant wolves appear spontaneously into southern Sweden, whereas these procedures are required for animals to be translocated.

12. Monitoring the effects of introduced individuals.

The evaluation panel emphasizes the need for continued monitoring of the Scandinavian wolf sub-population. In particular, it would be important to monitor the effect of introduced

individuals through continued pedigreeing. The ratio between *genetically effective* migrants and the census number of migrants might be similar to the N_e/N ratio, but it is also possible that the two ratios differ. On one side, translocated individuals could exhibit reduced reproductive performance due to effects of handling or, in the case of offspring of captive wolves, adaptation to a captive environment. On the other side, it is also likely that introduced non-inbred individuals and their outcrossed offspring would exhibit higher reproductive success (Ebert *et al.* 2002; Saccheri & Brakefield 2002). This would have the beneficial effect of increasing the ratio between effective migrants / census number of migrants. In other words, it could turn out that a lower census number of migrants would be needed than originally assumed.

References

- Allendorf FW, Ryman N (2002) The role of genetics in population viability analysis. In: *Population Viability Analysis* (eds. Beissinger SR, McCullough DR), pp. 50–85. University of Chicago Press, Chicago.
- Aspi J, Roininen E, Ruokonen M, Kojola I, Vila C (2006) Genetic diversity, population structure, effective population size and demographic history of the Finnish wolf population. *Molecular Ecology*, 15, 1561–1576.
- Aspi J, Roininen E, Kiiskila J, *et al.* (2009) Genetic structure of the northwestern Russian wolf populations and gene flow between Russia and Finland. *Conservation Genetics*, 10, 815–826.
- Bensch S, Andren H, Hansson B, *et al.* (2006) Selection for Heterozygosity Gives Hope to a Wild Population of Inbred Wolves. *Plos One*, 1, 1–6.
- Crandall KA, Bininda-Emonds ORP, Mace GM, Wayne RK (2000) Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 290–295.
- Cunningham EP, Dooley JJ, Splan RK, Bradley DG (2001) Microsatellite diversity, pedigree relatedness and the contributions of founder lineages to thoroughbred horses. *Animal Genetics*, 32, 360–364.
- Demontis D, Pertoldi C, Loeschcke V, *et al.* (2009) Efficiency of selection, as measured by single nucleotide polymorphism variation, is dependent on inbreeding rate in *Drosophila melanogaster*. *Molecular Ecology*, 18, 4551–4563.
- Ebert D, Haag C, Kirkpatrick M, *et al.* (2002) A selective advantage to immigrant genes in a *Daphnia* metapopulation. *Science* 295, 485–488.
- Frankham R (1995) Effective population size – adult size ratios in wildlife – a review. *Genetical Research*, 66, 95–107.

- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA (2002) *Introduction to Conservation Genetics* Cambridge University Press, Cambridge.
- Franklin IR, Soul, ME, Wilcox BA (1980) Evolutionary change in small populations. In: *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*, pp. 135–150. Sinauer, Sunderland.
- Franklin IR, Frankham R (1998) How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation*, 1, 69–70.
- Goncalves da Silva A, Lalonde DR, Quse V, Shoemaker A, Russello MA (2010) Genetic Approaches Refine Ex Situ Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) Conservation. *Journal of Heredity*, 101, 581–590.
- Hagenblad J, Olsson M, Parker HG, Ostrander EA, Ellegren H (2009) Population genomics of the inbred Scandinavian wolf. *Molecular Ecology*, 18, 1341–1351.
- Kojola I, Aspi J, Hakala A, Heikkinen S, Ilmoni C, Ronkainen S (2006) Dispersal in an expanding wolf population in Finland. *Journal of Mammalogy*, 87, 281–286.
- Laikre L, Ryman N (2010) Genetisk förstärkning av den svenska vargstammen, Svar på uppdrag om rutiner för införsel och utplantering av varg i Sverige, Naturvårdsverket, Statens Jordbruksverk och Statens veterinärmedicinska anstalt, Appendix 4 (www.naturvardsverket.se).
- Liberg O, Andren H, Pedersen HC, *et al.* (2005) Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biology Letters*, 1, 17–20.
- Liberg O, Sand H, Forslund P, *et al.* (2009) Förslag till åtgärder som kan stärka vargstammens genetiska status. Redovisning av regeringsuppdrag, Naturvårdsverket, dnr 429-8585-08, Appendix 1 (www.naturvardsverket.se).
- Linnell JDC, Brøseth H, Solberg EJ, Brainerd SM (2005) The origins of the southern Scandinavian wolf *Canis lupus* population: potential for natural immigration in relation to

- dispersal distances, geography and Baltic ice. *Wildlife Biology*, 11, 383–391.
- Lynch M, Lande R (1998) The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation*, 1, 70–72.
- Mech D, Boitani L (2003) *Wolves. Behavior, Ecology, Conservation* The University of Chicago Press, Chicago.
- Palstra FP, Ruzzante DE (2008) Genetic estimates of contemporary effective population size: what can they tell us about the importance of genetic stochasticity for wild population persistence? *Molecular Ecology*, 17, 3428–3447.
- Pamilo, P, Pálsson S (1998) Associative overdominance, heterozygosity and fitness. *Heredity*, 81, 381–389.
- Pilot M, Jedrzejewski W, Branicki W, *et al.* (2006) Ecological factors influence population genetic structure of European grey wolves. *Molecular Ecology*, 15, 4533–4553.
- Räikkönen J, Bignert A, Mortensen P, Fernholm B (2006) Congenital defects in a highly inbred wild wolf population (*Canis lupus*) *Mammalian Biology*. 71:65–73.
- Räikkönen J, Vucetich JA, Peterson RO, Nelson MP (2009) Congenital bone deformities and the inbred wolves (*Canis lupus*) of Isle Royale. *Biological Conservation*, 142, 1025–1031.
- Saccheri IJ, Brakefield PM (2002) Rapid spread of immigrant genomes into inbred populations. *Proceedings of the Royal Society B*, 269, 1073–1078.
- Trall LW, Bradshaw CJA, Brook BW (2007) Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation*, 139, 159–166.
- Trall LW, Brook BW, Frankham RR, Bradshaw CJA (2010) Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation*, 143, 28–34.

- Verardi A, Lucchini V, Randi E (2006) Detecting introgressive hybridization between free-ranging domestic dogs and wild wolves (*Canis lupus*) by admixture linkage disequilibrium analysis. *Molecular Ecology*, 15, 2845–2855.
- vonHoldt BM, Stahler DR, Smith DW, *et al.* (2008) The genealogy and genetic viability of reintroduced Yellowstone grey wolves. *Molecular Ecology*, 17, 252–274.
- Waples RS, Gaggiotti O (2006) What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Molecular Ecology*, 15, 1419–1439.

Statens offentliga utredningar 2011

Kronologisk förteckning

1. Svart på vitt – om jämställdhet i akademien. U.
2. Välfärdsstaten i arbete. Inkomsttrygghet och omfördelning med incitament till arbete. Fi.
3. Sanktionsavgifter på trygghetsområdet. S.
4. Genomförande av EU:s regelverk om inre vattenvägar i svensk rätt. N.
5. Bemanningsdirektivets genomförande i Sverige. A.
6. Missbruket, Kunskapen, Vården. Missbruksutredningens forskningsbilaga. S.
7. Transporter av frihetsberövade. Ju.
8. Den framtida gymnasiesärskolan – en likvärdig utbildning för ungdomar med utvecklingsstörning. U.
9. Barnen som samhället svek. Åtgärder med anledning av övergrepp och allvarliga försummelse i samhällsvården. S.
10. Antidopning Sverige. En ny väg för arbetet mot dopning. Ku.
11. Långtidsutredningen 2011. Huvudbetänkande. Fi.
12. Medfinansiering av transportinfrastruktur – utvärdering av förhandlingsarbetet jämte överväganden om brukaravgifter och lånevillkor. N.
13. Uppföljning av signalspaningslagen. Fö.
14. Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2011 – geologin, barriärerna, alternativen. M.
15. Rehabiliteringsrådets slutbetänkande. S.
16. Allmän skyldighet att hjälpa nödställda? Ju.
17. Förvar. Ju.
18. Strålsäkerhet – gällande rätt i ny form. M.
19. Tid för snabb flexibel inläring. U.
20. Dataskydd vid europeiskt polisiärt och straffrättsligt samarbete. Dataskyddsrambeslutet, Europolanställdas befattning med hemliga uppgifter. Ju.
21. Utrikesförvaltning i världsklass. UD.
22. Spirit of Innovation. UD.
23. Revision av livsmedelskedjans kontrollmyndigheter. L.
24. Sänkt restaurang- och cateringmoms. Fi.
25. Utökat polissamarbete i Norden och EU. Ju.
26. Studiemedel för gränslös kunskap. U.
27. Så enkelt som möjligt för så många som möjligt. – En bit på väg. N.
28. Cirkulär migration och utveckling – förslag och framåtblick. Ju.
29. Samlat, genomtänkt och uthålligt? En utvärdering av regeringens nationella handlingsplan för mänskliga rättigheter 2006–2009. + Lättläst + Daisy + Punktskrift. A.
30. Med rätt att välja – flexibel utbildning för elever som tillhör specialskolans målgrupp. U.
31. Staten som fastighetsägare och hyresgäst. S.
32. En ny upphovsrättslag. Ju.
33. Rapportera, anmäla och avhjälpa missförhållanden – för barns och elevers bästa. U.
34. Etappmål i miljömålssystemet. M.
35. Bättre insatser vid missbruk och beroende – Individ, kunskapen och ansvaret. S.
36. Forskning och utveckling samt försvarslastik – i det reformerade försvaret. Fö.
37. Rovdjurens bevarandestatus. M.

Statens offentliga utredningar 2011

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

- Transporter av frihetsberövade. [7]
Allmän skyldighet att hjälpa nödställda? [16]
Förvar. [17]
Dataskydd vid europeiskt polisiärt och straffrättsligt samarbete.
Dataskyddsrambeslutet, Europolanställas befattning med hemliga uppgifter. [20]
Utökat polissamarbete i Norden och EU. [25]
Cirkulär migration och utveckling
– förslag och framåtblick. [28]
En ny upphovsrättslag. [32]

Utrikesdepartementet

- Utrikesförvaltning i världsklass. [21]
Spirit of Innovation. [22]

Försvarsdepartementet

- Uppföljning av signalspaningslagen. [13]
Forskning och utveckling samt försvarslogistik
– i det reformerade försvaret. [36]

Socialdepartementet

- Sanktionsavgifter på trygghetsområdet. [3]
Missbruket, Kunskapen, Vården.
Missbruksutredningens forskningsbilaga.
[6]
Barnen som samhället svek.
Åtgärder med anledning av övergrepp och allvarliga försummelse i samhällsvården.
[9]
Rehabiliteringsrådets slutbetänkande. [15]
Staten som fastighetsägare och hyresgäst. [31]
Bättre insatser vid missbruk och beroende –
Individen, kunskapen och ansvaret. [35]

Finansdepartementet

- Välfärdsstaten i arbete.
Inkomsttrygghet och omfördelning med incitament till arbete. [2]
Långtidsutredningen 2011. Huvudbetänkande.
[11]

- Sänkt restaurang- och cateringmoms. [24]

Utbildningsdepartementet

- Svart på vitt – om jämställdhet i akademien. [1]
Den framtida gymnasiesärskolan
– en likvärdig utbildning för ungdomar
med utvecklingsstörning. [8]
Tid för snabb flexibel inläring. [19]
Studiemedel för gränslös kunskap. [26]
Med rätt att välja
– flexibel utbildning för elever som tillhör
specialskolans målgrupp. [30]
Rapportera, anmäla och avhjälpa missför-
hållanden – för barns och elevers bästa. [33]

Landsbygdsdepartementet

- Revision av livsmedelskedjans kontroll-
myndigheter. [23]

Miljödepartementet

- Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2011
– geologin, barriärerna, alternativen. [14]
Strålsäkerhet – gällande rätt i ny form. [18]
Etappmål i miljömålssystemet. [34]
Rovdjurens bevarandestatus. [37]

Näringsdepartementet

- Genomförande av EU:s regelverk om inre
vattenvägar i svensk rätt. [4]
Medfinansiering av transportinfrastruktur
– utvärdering av förhandlingsarbetet
jämfört överväganden om brukaravgifter
och lånevillkor. [12]
Så enkelt som möjligt för så många som
möjligt. – En bit på väg. [27]

Kulturdepartementet

- Antidopning Sverige.
En ny väg för arbetet mot dopning. [10]

Arbetsmarknadsdepartementet

- Bemanningsdirektivets genomförande i
Sverige. [5]

Samlat, genomtänkt och uthålligt?

En utvärdering av regeringens nationella
handlingsplan för mänskliga rättigheter
2006–2009. + Lättläst + Daisy + Punkt-
skrift. [29]