

DinaRis

Populacijski modeli dinarske populacije risa (*Lynx lynx*)

Strokovno poročilo

Hubert Potočnik

Univerza v Ljubljani

Biotehniška fakulteta

Oddelek za biologijo

Večna pot 111, Ljubljana

Ta dokument je nastal s finančno pomočjo
Evropske unije v okviru Programa pobude
skupnosti Sosedskega programa Slovenija
– Madžarska – Hrvaška 2004-2006.



slovenija
magyarország
hrvatska

www.dinaris.org

2008

Abecedni seznam strokovnih poročil projekta DinaRis:

- Analiza kvalitete habitata, hrana in kompeticija
- Ekologija in stanje plenskih vrst v projektnem območju
- Model populacijske dinamika in analiza preživetvenih sposobnosti dinarske populacije risa
- Predlog skupne strategije upravljanja z dinarsko populacijo risa
- Stališča širše javnosti in lovcev do risa: Opisna analiza rezultatov anketne raziskave
- Uporabnost metod izolacije DNK iz neinvazivnih vzorcev za ekologijo in populacijsko genetiko
- Uporabnost vonjalnih količkov za skupni slovensko-hrvaški monitoring populacije risa

KAZALO

| | |
|--|----|
| Kazalo tabel | 4 |
| Kazalo grafov | 5 |
| Uvod | 6 |
| Spolna struktura..... | 6 |
| Starostna struktura..... | 6 |
| Spolna zrelost | 6 |
| Rodnost..... | 7 |
| Stopnja reprodukcijske uspešnosti samic | 7 |
| Stopnja preživetja | 7 |
| Reintrodukcija | 8 |
| Izdelava populacijskega modela..... | 8 |
| Model populacijske dinamike risa od naselitve do leta 2003 | 12 |
| Izhodišča razvoja populacije v prihodnosti | 16 |
| Viri | 19 |

Kazalo tabel

| | |
|---|----|
| Tabela 1: Stopnje preživetja (Andren et al. 2006):Povprečne stopnje preživetja samcev in samic risov in njihove standardne napake (Pollock s sod., 1989) za tri starostne kategorije (0–1, 1–2, >2 leti stare) na območjih Sarek, Hedmark in Bergslagen. | 10 |
| Tabela 2: Spolna in starostna struktura modela populacije risa. | 11 |
| Tabela 3: Elastičnost demografskih parametrov modela populacijske dinamike risa pri optimalni in suboptimalni rasti. | 12 |

Kazalo grafov

| | |
|--|----|
| Graf 1: Model populacijske dinamike risa v obdobju 30 let po ponovni naselitvi z začetno populacijo 3 odraslih samic in 3 odraslih samcev pri dveh različnih vrednostih produkcije mladičev. | 13 |
| Graf 2: Model populacijske dinamike risa od leta 1973 z upoštevanjem vpliva znanih izgub v Sloveniji in na Hrvaškem..... | 13 |
| Graf 3: Model populacijske dinamike risa ($F = 1,6$) od leta 1973 ob upoštevanju vpliva odstrela risa in od leta 1994 dalje, gostote plena (srnjadi), vpliva zmanjšanja preživetja do 10% in do 15%..... | 15 |
| Graf 4: Model populacijske dinamike risa ($F = 1,2$) od leta 1973 ob upoštevanju vpliva odstrela risa in od leta 1994 dalje, gostote plena (srnjadi), vpliva zmanjšanja preživetja do 10% in 15% v zadnjih 10 letih..... | 15 |
| Graf 5: Vpliv zmanjšanja stopnje preživetja risov, kot posledice povečanja dodatne smrtnosti, na populacijsko dinamiko v okolju z visoko produkcijo mladičev (visoka gostota plena)..... | 17 |
| Graf 6: Vpliv zmanjšanja preživetja risov, kot posledice povečane dodatne smrtnosti, na populacijsko dinamiko v okolju z nižjo produkcijo mladičev (nizka gostota plena)..... | 17 |
| Graf 7: Vpliv zmanjšanja produkcije mladičev na populacijsko dinamiko populacije risa brez povečanega vpliva dodatne smrtnosti doraščajočih in odraslih osebkov. | 18 |

Uvod

Reprodukcijske značilnosti in dinamika preživetja osebkov so osnovni dejavniki, ki vplivajo na razvoj strukture populacije. Danes poznamo le nekatere značilnosti populacijske biologije evrazijskega risa, ki so vezane na populacije iz posameznih delov njegovega areala. Največ podatkov o populacijskih značilnostih risa je znanih za skandinavske in za poljsko populacijo risa, nekatere populacijske parametre pa so proučevali tudi pri ponovno naseljeni populaciji v Švici (Kvam 1991, Breitenmoser in Haller 1993, Jedrzejewski s sod. 1996, Jedrzejewska in Jedrzejewski 1998, Pulliainen s sod. 1995).

Spolna struktura

Spolna struktura stabilnih populacij risa kaže na uravnovešeno razmerje med samci in samicami (Jedrzejewski s sod. 1996). Spolno razmerje ob rojstvu pri risih v ujetništvu je bilo 1:1 (Stehlik 1984). Tudi dolgoletni podatki o odstrelu risa na Finskem (N= 497) in osrednjem Norveškem (N=877) kažejo na enako zastopanost samcev in samic v populaciji (Pulliainen s sod. 1995, Kvam 1991). Večji delež samcev (Finska 64%) so ugotovili na območjih širjenja populacij oziroma ob večanju populacij. To je posledica spolno specifične disperzije, oziroma širjenja na nova območja pri risu, kjer je širjenje bolj izrazito pri samcih. (Pulliainen 1968, Kvam 1991). Višja stopnja disperzije samcev v primerjavi s samicami je značilna za večino sesalcev (Greenwood 1980).

Starostna struktura

Večina podatkov o starostni strukturi populacij evrazijskega risa temelji na analizi odstrela na Norveškem. Tako ugotovljena eksponencialna razporeditev starostnih razredov po mnenju Kvama (1991) ne kaže prave starostne strukture populacije v naravi. S podatki o odstrelu naj bi podcenjevali delež mladičev v populaciji, saj so le ti bolj izpostavljeni drugim vzrokom smrtnosti, kot so bolezni, plenilci in drugi neugodni okoljski dejavniki, odstrel pa je običajno vzrok smrtnosti šele v drugi polovici njihovega prvega leta življenja. V odstrelu iz obdobja 1987 – 1989 je bilo 26,7% mladičev, 23,3% 1 – 2 letnih živali, 31,7% 3 – 4 letnih živali in 18% starejših živali. Najstarejši osebek je bila samica stara 17 let (Kvam 1991).

Na osnovi podatkov sledenja risov na Poljskem, sta Jedrzejewska in Jedrzejewski (1998) ocenila, da je v zimskem obdobju v populaciji 24 - 34% odraslih samcev, 19 - 23% odraslih reproduktivnih samic, 11 - 26% doraščajočih živali in nereproduktivnih samic ter 20 - 45% mladičev.

Spolna zrelost

Starost živali ob spolni dozoritvi oziroma starost pri kateri se žival prvič pari je parameter, ki pomembno vpliva na populacijsko dinamiko. Lindemann (1955) navaja, da dosežejo samci risa v Evropi spolno zrelost pri 33 mesecih. Histološke analize testisov norveške populacije risa kažejo, da doseže približno 50% samcev spolno zrelost že pri starosti 21 mesecev (Kvam 1990). Iz različnih delov areala evrazijskega risa poročajo o različnih paritvenih sistemih (agregiran sistem, solitarni sistem), vendar je za oba značilna majhna verjetnost, da bi se v parjenje vključevali tako mladi samci (Werner 1953 cit. po Kvam 1991). Od samic jih odganjajo starejši samci, kar jim najverjetneje omogoča parjenje šele v naslednjem letu, ko so stari nekaj manj kot 3 leta.

Spolno zrelost naj bi samice v ujetništvu dosegale pri starosti 21 mesecev (Lindemann 1955, cit. po Kvam 1991). Takšno starost ob spolni zrelosti so ugotovili tudi pri samicah kanadskega risa (*Lynx canadensis*) z Nove Fundlandije (Saunders 1961). Podobno so z analizo ovulacije oziroma prisotnosti rumenih telesc ugotovili tudi na Norveškem, kjer je večina samic dosegla spolno zrelost pri starosti okoli 21 mesecev, a tudi približno polovica 7,5 do 11,5 mesečnih samic (Kvam 1991). V primeru, da poteka pri risu inducirana ovulacija (vzpodbujena s parjenjem) kot pri domači in divji mački (Schauenberg 1972), prisotnost rumenih telesc še ne pomeni tudi brejosti, saj lahko že

samo poskusi parjenja in igra mladičev sprožijo ovulacijo (Greulich 1934, cit. po Kvam 1991). Torej ni nujno, da so spolno zrele samice mlajše od enega leta sodelovale pri reprodukciji v polni meri, kljub prisotnosti svežih rumenih teles na ovarijih (Kvam 1991). Razen tega je preživetje mladičev, katerih mati se je osamosvojila le kratek čas pred kotitvijo, vprašljivo (Jonsson 1986). V Skandinaviji ni nobena izmed 17 proučevanih enoletnih samic skotila mladičev (Ahlqvist s sod. 1997).

Rodnost

Število skotenih mladičev na samico pri evrazijskem risu se giba od enega do štirih mladičev. Pri leglih skotenih v ujetništvu so ugotovili v povprečju 2,3 mladiča na leglo (N=21, interval 1 - 3) (Stehlik 1984). Na Norveškem so našli pri brejih samicah v povprečju 2,5 zarodka (SD \pm 0,52) (Kvam 1991). Kaczensky (v Nowell in Jackson 1996) navaja 2,1 (\pm 0,9) mladiča na leglo (N= 141, interval 1 - 4). V Švici je bila povprečna velikost legla v poletnem času 2 mladiča na samico (N=7) (Breitenmoser s sod. 1993). Na Finskem so z analizo placentalnih brazgotin maternic pri uplenjenih samicah ugotovili prisotnost 2,33 (\pm 0,73) zarodkov na brejo samico (N=82) (Pulliainen s sod. 1995). Podatki za nekaj desetletij kažejo, da je število skotenih mladičev na samico na Poljskem 3,3 (Jedrzejewska in Jeszejewski 1998). Reprodukivni uspeh risje populacije je bil odvisen predvsem od prehranskih razmer v okolju, predvsem od gostote srnjadi in jelenjadi. Najvišja reprodukcijska uspešnost populacije je bila v zimi 91/92, v povprečju 2 mladiča na samico, najnižja pa v zimi 95/96 (1 mladič/samico). Gostota srnjadi v zimi 91/92 je bila 8 osebkov/km², ki so jo gozdarski načrtovalci do zime 95/96 načrtno zmanjšali za 35 – 40%.

Kvam (1990) je na osnovi analize jajčnikov 104 samic z Norveške ugotovil povprečno stopnjo ovulacije 3,1 (\pm 1,87) na samico, ne glede na brejost. Stopnja ovulacije se ni razlikovala niti med posameznimi starostnimi razredi niti med posameznimi leti. To je v nasprotju z rezultati pri kanadskem risu v Alberti, kjer so ugotovili jasno povezavo med stopnjo ovulacije in številčnostjo plena (Brand in Keith 1979). Razlog za to razliko je verjetno sposobnost evrazijskega risa, da lahko pleni različne plenske vrste, od glodalcev do parkljarjev (Breitenmoser in Haller 1987) in, za razliko od kanadskega risa, ni prehranski specialist.

Stopnja reprodukcijske uspešnosti samic

Od spolne zrelosti naprej se samice evrazijskega risa praviloma parijo do pozne starosti 12 – 13 let (Stahl in Vandell 1998). V švicarski Juri so s sledenjem in radiotelemetričnim spremljanjem proučevali 15 reprodukcijskih obdobij štirih samic (Breitenmoser s sod. 1993). Le v štirih reprodukcijskih obdobjih so bile samice brez mladičev. Od tega sta v dveh primerih samici najverjetneje izgubili mladiče kmalu po kotitvi, v drugih dveh primerih pa do kotitve sploh ni prišlo. Pri radiotelemetrični raziskavi so v Skandinaviji ugotovili prisotnost mladičev pri 55% dveletnih samic (N=11) ter pri 72% starejših samic (N=32) (Ahlqvist s sod. 1997).

Stopnja preživetja

Za številne vrste iz družine mačk je znana preddisperzijska smrtnost mladičev, ki pa se med posameznimi vrstami močno razlikuje (Breitenmoser s sod. 1993). Tako navajajo 30% smrtnost juvenilnih oziroma doraščajočih osebkov pri pumi (*Felis concolor*) (Hemker s sod. 1986), 50% pri gepardu (*Acinonyx jubatus*) (Eaton 1970), tigru (*Panthera tigris*) (Sunquist 1981) in leopardu (*Panthera pardus*) (Hornocker in Bailey 1986) ter 80% pri levu (*Panthera leo*) (Berthram 1973). Stopnja preživetja mladičev proučevanih risov v Švici je bila nizka, saj je več kot polovica mladičev poginila pred osamosvojitvijo (Breitenmoser s sod. 1993). Visoko stopnjo smrtnosti so ugotovili tudi pri dispergirajočih doraščajočih osebkih, saj so le trije osebki od sedmih spremljanih preživeli prvo leto samostojnosti. 54% smrtnost mladičev je ugotovil tudi Stehlik (1984) pri risih v živalskem vrtu v Ostravi. Podatki iz obdobja več desetletij na Poljskem kažejo, da do osamosvojitve preživi v povprečju 1,6 mladiča na samico od skotenih 3,3, kar pomeni 51,5%

smrtnost mladičev v prvem letu življenja (Jedrzejewska in Jedrzejewski 1998). Stopnja preživetja mladičev je bila odvisna od gostote jelenjadi in srnjadi, saj se je z zmanjšanjem gostote jelenjadi za 30% in srnjadi za 35-40% zmanjšalo tudi število mladičev v zimskem obdobju z 0.67 mladiča na odraslega risa na 0,25 mladiča na odraslega risa v treh letih (Okarma s sod. 1997, Jedrzejewski s sod. 1996). Podobno stopnjo smrtnosti mladičev (48%) so iz podatkov o odstrelu ugotovili tudi na Norveškem (Kvam 1991).

V okviru proučevanja skandinavskih populacij risa (The Scandinavian lynx project) (Ahlqvist s sod. 1997) so v letih 1994 – 1997 na osnovi radiotelemetričnega spremljanja proučevali preživetje 62 risov. Za posamezne starostne razrede so izračunali letne stopnje preživetja in njihove meje zaupanja.

Reintrodukcija

Reintrodukcija oziroma ponovna naselitev osebkov določene vrste na območje, kjer je bila njena populacija v preteklosti iztrebljena (IUCN, 1995), je postala v zadnjih desetletjih ena izmed pomembnejših oblik upravljanja z ogroženimi živalskimi vrstami (Reading in Clark 1996, Wolf s sod. 1996). Ponovno naselitev risa v Sloveniji leta 1973 lahko torej uvrščamo med pionirske naravovarstvene ukrepe, ki jih danes ciljno proučuje tudi varstvena biologija. Omejena uspešnost, znatni stroški in trud vloženi v ponovne naselitve ter ogroženost vrst so dejavniki, ki kažejo na velik pomen pri pripravi tovrstnih ukrepov. Kljub temu obstaja le malo operativnih navodil, ki bi zagotavljala čim večji naselitveni uspeh (Steury in Murray, 2004).

Griffith s sod. (1989) in Wolf s sod. (1996) sta ugotovila, da je najpomembnejši dejavnik, ki določa uspešnost naselitve, razpoložljivost kvalitetnega življenjskega prostora. Sledijo mu število izpuščenih živali in trajanje naselitvenega programa. Pomen posameznega dejavnika se od vrste do vrste razlikuje. Tako je za velike zveri oziroma vrste, ki tekmujejo s človekom za skupne vire, poleg omenjenih dejavnikov zelo pomemben tudi pozitiven odnos družbe oziroma njenih interesnih skupin, ki delujejo na območju vzpostavljanja populacije. Kljub številnim izkušnjam pridobljenih pri ponovnih naselitvah v preteklosti pa imajo le te omejen pomen pri bodočem spremljanju takšnih populacij. Zato je Mednarodna zveza za ohranitev narave (IUCN) priporočila izdelavo modelov populacijske dinamike, s katerimi bi si lahko pomagali pri pripravi najustrežnejših naravovarstvenih strategij.

Ena od pomembnih smeri v populacijski ekologiji je opisovanje in proučevanje sprememb v številčnosti organizmov v populaciji (populacijska dinamika) skozi prostor in čas. Za napoved velikosti določene populacije v prihodnosti in izražanje kvantitativnih vrednosti parametrov in rezultatov so potrebne kvantitativne metode. Za izdelavo napovedi se uporabljajo matematični modeli (Akçakaya, 2002). Model je abstrakcija realnega sistema in nikoli ne vsebuje vseh elementov realnega sistema, temveč le karakteristične značilnosti, ki so potrebne za opis ali rešitev problema (Jørgensen, 1994).

Izdelava populacijskega modela

Namen te ekspertize je bil predstaviti pomen posameznih demografskih parametrov ter njihov vpliv na populacijsko dinamiko in viabilnost dinarske populacije risa. Kljub relativno majhnemu številu populacijskih parametrov potrebnih za izdelavo osnovnih modelov populacijske dinamike je za dinarsko populacijo risa znanih le malo parametrov. Zato smo bili pri oblikovanju modelov prisiljeni uporabiti objavljene podatke o biologiji risa iz drugih evropskih populacij.

Zbrane vrednosti populacijskih parametrov evrazijskega risa po literaturnih podatkih

Velikosti legel:

| | |
|--------------------------------|--------|
| Henriksen et al 2005: 1 mladič | 30,6 % |
| 2 mladiča | 47,4 % |
| 3 mladiči | 18,6 % |
| 4 mladiči | 3,4 % |

Delež samic, ki se pariyo:

| | |
|---------|--|
| vse | 85 % (Henriksen et al. 2005), 87 % (Breitenm.-Würsten et al. 2001), 73 % (65 – 82)(Andersen et al. 2003) |
| 2-letne | 67% (Henriksen et al. 2005), 50 % (25 – 80) (Andersen et al. 2003) |

Tabela 1: Stopnje preživetja (Andren et al. 2006): Povprečne stopnje preživetja samcev in samic risov in njihove standardne napake (Pollock s sod., 1989) za tri starostne kategorije (0–1, 1–2, >2 leti stare) na območjih Sarek, Hedmark in Bergslagen.

| spol | starostna kategorija (leta) | naravne, neznano | + promet, (možen) krivolov | + lov |
|--|-----------------------------|------------------|----------------------------|---------------|
| <i>Sarek</i> | | | | |
| M | 0–1 | 0.490 ± 0.078 | 0.463 ± 0.076 | = |
| M | 1–2 | 0.817 ± 0.143 | = | 0.735 ± 0.154 |
| M | >2 | 0.950 ± 0.053 | 0.791 ± 0.090 | 0.771 ± 0.092 |
| F | 0–1 | 0.446 ± 0.071 | 0.407 ± 0.067 | = |
| F | 1–2 | 1 ± 0 | 0.900 ± 0.090 | = |
| F | >2 | 0.965 ± 0.039 | 0.830 ± 0.073 | = |
| stopnja rasti populacije (λ) | | 1.21 ± 0.062 | 1.07 ± 0.070 | 1.07 ± 0.071 |
| <i>Hedmark</i> | | | | |
| M | 0–1 | 0.365 ± 0.097 | = | = |
| M | 1–2 | 1 ± 0 | 0.729 ± 0.170 | 0.583 ± 0.168 |
| M | >2 | 1 ± 0 | = | 0.883 ± 0.103 |
| F | 0–1 | 0.593 ± 0.126 | = | = |
| F | 1–2 | 0.750 ± 0.217 | 0.429 ± 0.187 | = |
| F | >2 | 1 ± 0 | 0.944 ± 0.065 | 0.861 ± 0.078 |
| stopnja rasti populacije (λ) | | 1.19 ± 0.081 | 1.09 ± 0.078 | 1.01 ± 0.086 |
| <i>Bergslagen</i> | | | | |

Predstavitev izhodišč razvoja smo razdelili v dva sklopa. V prvem obravnavamo model poteka razvoja populacije od leta 1973 do 2003 v katerem smo določili posamezne okoljske parametre ter

njihov potencialni vpliv na populacijsko dinamiko v tem obdobju. V drugem delu pa smo predstavili hipotetična izhodišča razvoja dinarske populacije in njihove potencialne posledice v prihodnjih 100 letih.

Za matematično modeliranje populacijske dinamike risa smo uporabili programski orodji RAMAS Metapop[®] (Applied Biomathematics, ZDA) ter Vortex[®] 9.2 (Chicago Zoological Society, ZDA). Programa omogočata oblikovanje in simulacijo (meta)-populacijskih modelov s prostorsko strukturiranostjo.

Vse analize in modeli so bili izdelani za dinarsko populacijo risa kot celoto na celotnem območju prisotnosti (Slovenija, Hrvaška, Bosna in Hercegovina), saj populacijske dinamike in analize preživetvenih sposobnosti populacije ni mogoče obravnavati le za posamezen del populacije. Pri izdelavi modela rasti populacije risa smo uporabljali po 1000 simulacij za posamezen model populacijske dinamike. V modelu smo definirali povprečno številčnost populacije pri kateri se je rast populacije začela upočasnjevati $K = 110$ s standardno deviacijo $SD+20$. Vrednost K torej predstavlja ocenjeno zgornjo mejo številčnosti dinarske populacije risa v obdobju 1973 - 2003, ki je lahko v stohastičnem okolju dosegla vrednosti do 130 osebkov. Ta vrednost zaokrožuje tudi sicer subjektivne ocene številčnosti populacije v Sloveniji (70) in na Hrvaškem (50) leta 2000 (ZGS 2000, Frkovič 2003) in nikakor ne postavlja meje nosilne kapacitete. Številčnost 110 do 120 risov pa je bila tudi vrednost, ki smo jo dobili pri simulaciji neomejene rasti populacije risa, ob upoštevanju dejanskega odstrela, v prvih 18. letih po naselitvi, ko se je, sodeč po poročilih Čopa in Frkovića, populacija risa prenehala prostorsko širiti. V model smo vključili spolno razmerje 1:1. Spolno in starostno strukturiranost populacije smo definirali s sedmimi razredi: tremi starostnimi razredi za samice in štirimi za samce (Tabela 2). Pri samcih smo za razliko od samic definirali tudi osebkke stare od 2 do 3 leta kot doraščajoče osebkke saj dosežejo spolno zrelost šele v naslednjem starostnem razredu (Lindemann 1955, Kvam 1991).

Tabela 2: Spolna in starostna struktura modela populacije risa.

| OZNAKA | SAMICE |
|--------|--------------------|
| F 0-1 | mladiči |
| F 1-2 | doraščajoče samice |
| F - AD | odrasle samice |
| | SAMCI |
| M 0-1 | mladiči |
| M 1-2 | doraščajoči samci |
| M 2-3 | doraščajoči samci |
| M - AD | odrasli samci |

Stopnjo preživetja doraščajočih in odraslih osebkov smo povzeli po podatkih o preživetju radiotelemetrično spremljanih osebkov v Skandinaviji (Andren s sod. 2006). Povprečna stopnja preživetja (S) za doraščajoče 1 do 2 letne živali je bila 0,62, stopnja preživetja za 2-3 letne samice je bila 0,81, za 2-3 letne samce 0,83, za odrasle živali pa so ugotovili povprečno stopnjo preživetja 0,9. V modelu smo definirali 72% reproduktivnih samic v starostnem razredu odraslih samic (2+). Enoletne samice smo definirali kot reprodukcijsko neuspešne. V večini evropskih raziskav (glej poglavje: Populacijske značilnosti evrazijskega risa) je bilo število mladičev na samico ob koncu njihovega prvega leta med 1,2 in 1,6. Pri modeliranju populacijske dinamike po ponovni naselitvi smo uporabili kot prirastni indeks (F) obe mejni vrednosti. Tako smo poimenovali pri $F= 1,6$ optimalno in pri $F= 1,2$ suboptimalno stopnjo rasti populacije. Pri simulacijah populacijske dinamike smo vrednosti prirastnega indeksa F naključno variirali okoli danih vrednosti s koeficientom variabilnosti 0,2, vrednosti stopnje preživetja pa s koeficientom variabilnosti 0,1. Na ta način smo v model vključili stohastičnost, ki je posledica načina spreminjanja dejavnikov v

okolju. Deterministična stopnja rasti populacije je bila pri optimalni rasti $\lambda = 1,2$ pri suboptimalni pa 1,15. To pomeni da se v prvem primeru populacija vsako leto teoretično poveča za 20% v drugem pa ta 15% glede na prejšnje leto. Analizirali smo elastičnost posameznih demografskih parametrov (Tabela 3). Ugotovili smo, podobno kot Ahlqvist s sod. (1997), da je imelo največji vpliv na populacijsko dinamiko preživetje odraslih osebkov, saj je spreminjanje parametra preživetja odraslih osebkov prispevalo kar 46-49% k spreminjanju populacijske dinamike populacije.

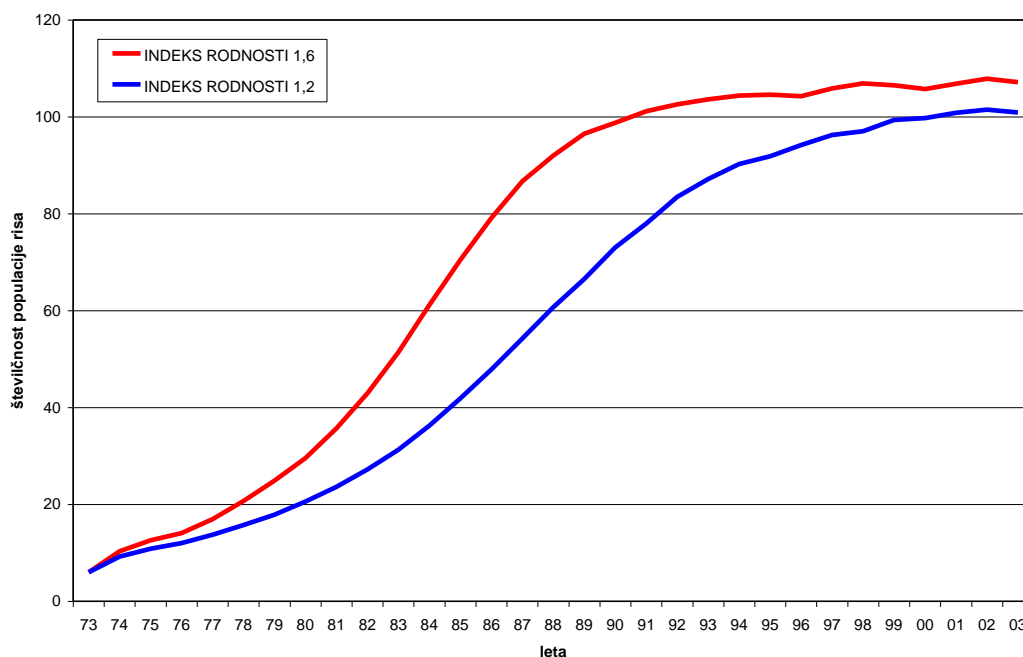
Tabela 3: Elastičnost demografskih parametrov modela populacijske dinamike risa pri optimalni in suboptimalni rasti.

| parameter | elastičnost | |
|------------------------|--------------------------|------------------------|
| | optimalna rast (F = 1,6) | subopt. rast (F = 1,2) |
| produkcija mladičev | 0,19 | 0,18 |
| preživetje 1-2 osebkov | 0,17 | 0,16 |
| preživetje 2-3 osebkov | 0,18 | 0,17 |
| preživetje odraslih | 0,46 | 0,49 |

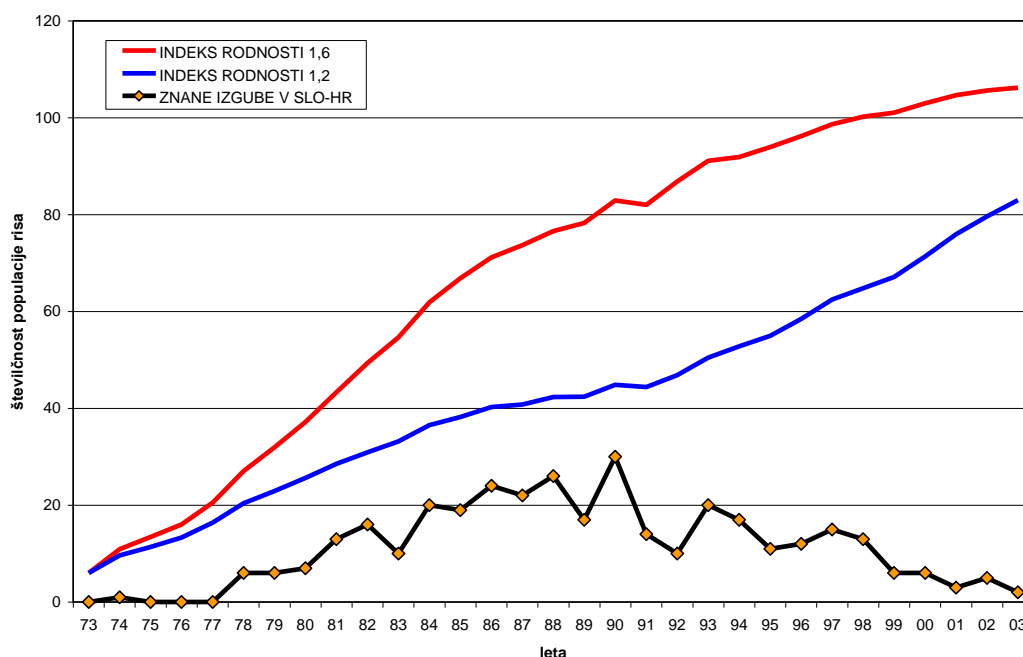
Model populacijske dinamike risa od naselitve do leta 2003

Simulacije populacijske dinamike pri optimalni in suboptimalni rasti so pokazale, da bi obe populaciji pri danih demografskih parametrih v obdobju 30 let dosegli vrh populacijske številčnosti malo pod zgornjo mejo številčnosti K, ki smo jo določili pri povprečni vrednosti 110 osebkov (Graf 1).

Populacija s produkcijo 1,6 mladiča/samico je dosegla plato 18-20 let po ponovni naselitvi, tj. v letih 91-93, medtem ko je populacija s produkcijo 1,2 mladiča/samico dosegla plato šele 27-29 let po naselitvi. V ta model nismo vključili nobenih dejavnikov, ki bi spreminjali stopnjo rodnosti in smrtnosti v populaciji. Da bi model izboljšali smo vanj vključili vpliv odstrela risov oziroma drugih znanih izgub v tem obdobju v Sloveniji in na Hrvaškem (Čop 1994, ZGS 2003, Frković 2003) (Graf 2). Vpliv odstrela smo modelirali kot sorazmerno zmanjšanje prirastnega indeksa ter stopnje preživetja risov v odvisnosti od števila izgub v posameznem letu. Pri tem smo 30% relativnega zmanjšanja pripisali prirastnemu indeksu in 70% relativnemu zmanjšanju stopnje preživetja doraščajočih in odraslih risov, saj je bilo takšno tudi razmerje izgub med osebki do 1 leta starosti in starejšimi (Frković 2003).



Graf 1: Model populacijske dinamike risa v obdobju 30 let po ponovni naselitvi z začetno populacijo 3 odraslih samic in 3 odraslih samcev pri dveh različnih vrednostih produkcije mladičev.



Graf 2: Model populacijske dinamike risa od leta 1973 z upoštevanjem vpliva znanih izgub v Sloveniji in na Hrvaškem.

Simulacije kažejo, da bi populacija risa ob optimalni populacijski rasti ter znanih izgubah dosegla zgornjo mejo številčnosti šele leta 2003 (Graf 2). Pri suboptimalni rasti pa bi populacija do leta 1991 rasla počasi, po tem letu pa hitreje ter v 30 letih ne bi dosegla zgornje meje številčnosti. Poročila o širjenju in številčnosti populacije kažejo na hitro rast populacije v 80. letih, ki se je koncem 80. let upočasnila ter v začetku devetdesetih ustavila (Čop 1997, Čop in Frković 1998, Frković 2003). Takšni populacijski dinamiki je bližje model optimalne populacijske rasti, vendar ta model ni vključeval nekaterih pomembnih okoljskih vplivov, ki pomembno vplivajo na rast pri

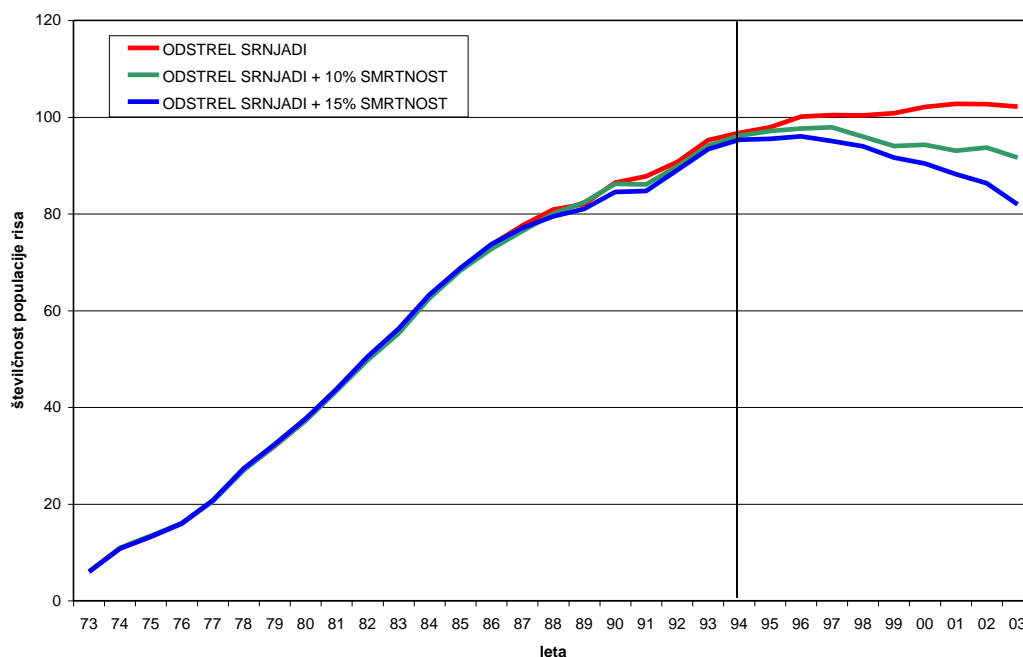
ponovno naseljenih populacijah. Mehanizme, ki so vplivali na populacijsko dinamiko pri reintroducirani populaciji risa so proučevali v Švici (Breitenmoser in Haller 1987, Haller 1992, Breitenmoser s sod. 1993). Ugotovili so, da je v prvi fazi populacijske rasti disperzija mladih osebkov pomemben dejavnik, ki omogoča visoko preživetje ter hitro prostorsko širjenje populacije. Z večanjem številčnosti populacije pa se povečuje tudi hitrost populacijske rasti. Gre za preprost matematični fenomen, ki ga dodatno ojači še naiven plen, ki nima empiričnih izkušenj z novim plenilcem (Breitenmoser in Haller 1987, 1993). Prva faza - hitro širjenje dinarske populacije risa je najverjetneje potekalo do konca 80. oziroma začetka 90. let, ko se je upočasnilo oziroma ustavilo (Čop 1997, Čop in Frković 1998, Frković 2003). V tem času sta bila torej za hitrost rasti populacije najpomembnejša dejavnika disperzija osebkov v »prazen prostor« ter neadaptiranost plena na novega plenilca, gostota plena pa je bila manj pomemben dejavnik. Po prenehanju prostorskega širjenja ter prilagoditvi plena na novega plenilca sledi druga faza populacijske dinamike v kateri pride do zmanjšanja populacijske gostote oziroma ustavitve rasti populacije (Breitenmoser in Haller 1987, 1993). V tej fazi je gostota plena, če niso prisotni drugi neposredni dejavniki, kot so lov in krivolov, najpomembnejši dejavnik, ki vpliva predvsem na preživetje mladičev oziroma njihovo produkcijo (Kvam 1991, Jedrzejewski s sod. 1996, Okarma s sod. 1997). Na Poljskem se je reproduktivni uspeh risje populacije zmanjšal za 50% potem, ko se je gostota srnjadi zmanjšala za 35-40%, jelenjadi pa za 30% (Okarma s sod. 1997). Da bi v model populacijske dinamike vključili tudi ta dejavnik smo v drugo fazo (obdobje po letu 1993) vključili vpliv številčnosti srnjadi na produkcijo mladičev. Za parameter številčnosti oziroma gostoto srnjadi smo uporabili podatke o odstrelu, ki se je v obdobju od leta 1993 do 2003 zmanjšal za približno 40% (Statistika LZS, ZGS). Vpliv smo modelirali kot sorazmerno zmanjšanje prirastnega indeksa (F) na 60% začetne vrednosti.

Model populacijske dinamike ob upoštevanju spreminjanja številčnosti srnjadi ni pokazal na zmanjševanje populacije (Graf 3, 4), pač pa se je hitrost rasti populacije po letu 1994 zmanjšala, oziroma ustavila (Graf 3).

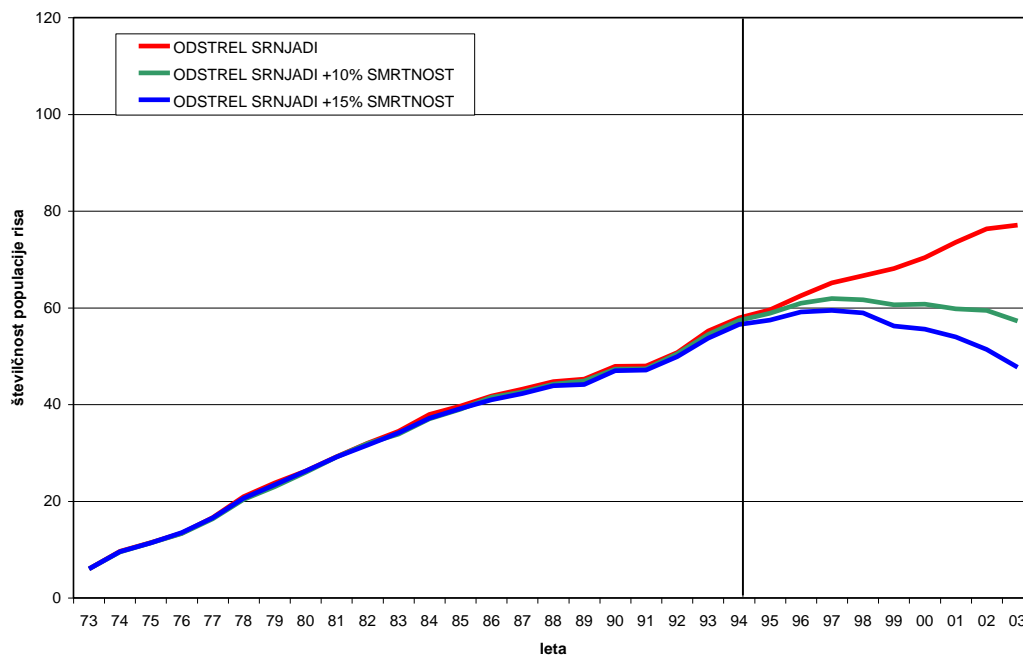
Leta 1993 je bila v Sloveniji sprejeta Uredba o zavarovanju ogroženih živalskih in rastlinskih vrst, s katero je postal ris popolnoma zavarovana vrsta, lov je bil (z odločbo pristojnega ministra) dovoljen le izjemoma. Leta 1996 je popolno zakonsko zaščito začel uživati tudi na Hrvaškem. Leto kasneje so na Hrvaškem sprejeli tudi nov lovski zakon, ki je lovstvo z zakupniškim sistemom nedvomno opredelil predvsem kot ekonomsko panogo. To je plenilce, predvsem velike zveri, posredno opredelilo kot ekonomske škodljivce. Čop (1994) in Frković (2003) sta ocenjevala, da je bilo primerov nezakonitega oziroma neregistriranega lova na risa v obdobju pred popolnim zakonskim varstvom v Sloveniji in na Hrvaškem malo oziroma manj kot 10% znanih izgub. Ris je zaradi zakonskega varstva začel izgubljati trofejno vrednost, ki je bila nedvomno pomemben mehanizem tako imenovanega aktivnega varstva. Občutek izgube nadzora oziroma vpliva na številčnost populacije plenilca in posledično večanje vpliva na plenske vrste ima nedvomno negativne posledice za njeno varstvo. Te se najpogosteje kažejo s povečanjem nezakonitega lova na plenilca (Červený, 2002). To gotovo potrjujejo podatki o nezakonitem lovu oziroma krivolovu risa v Švici in na Poljskem kjer lov ni dovoljen. Krivolov je predstavljal od 63% do 75% vseh znanih izgub risa (Breitenmoser s sod. 1993, Okarma s sod. 1997, Jedrzejewski s sod. 1996).

Krivolov je eden izmed dejavnikov, katerega vpliv je izredno težko izmeriti ali oceniti in je dodaten dejavnik smrtnosti pri risu. Četudi o njem nimamo nobenih uradnih podatkov, to ne pomeni, da ne obstaja. Zato smo v model populacijske dinamike po letu 1993, po popolnem zakonskem varstvu, poskušali vključiti tudi povečanje smrtnosti pri risu, kot možne posledice povečanja nezakonitega lova. Povečanje smo modelirali zmanjševanje preživetja odraslih in doraščajočih risov (S) od 0 do 10% ter od 0 do 15% v desetih letih. Simulacije populacijske dinamike so pokazale zmanjšanje populacije že pri 5% zmanjšanju preživetja (Graf 3, 4). Številčnost dinarske populacije leta 2003 ob upoštevanju povečevanja smrtnosti pri optimalni rasti ($F_{zac} = 1,6$) bi bila tako med 80 in 90 osebki, pri suboptimalni rasti ($F_{zac} = 1,2$) pa med 50 in 60 osebki (Graf 3, 4). Ocene o številčnosti dinarske populacije risa leta 2003 v Sloveniji so bile po podatkih Zavoda za gozdove 45 osebkov in na Hrvaškem 50 osebkov (Frković 2003, Majić s sod. 2003), skupno torej okoli 95 osebkov. Podobno

število populacije smo dobili z modelom z začetno produkcijo mladičev 1,6/samico (Graf 3). Z vidika validacije bi bil lahko torej ta model primerna osnova za nadaljnje analize razvoja dinarske populacije risa v prihodnosti.



Graf 3: Model populacijske dinamike risa ($F = 1,6$) od leta 1973 ob upoštevanju vpliva odstrela risa in od leta 1994 dalje, gostote plena (srnjadi), vpliva zmanjšanja preživetja do 10% in do 15%.



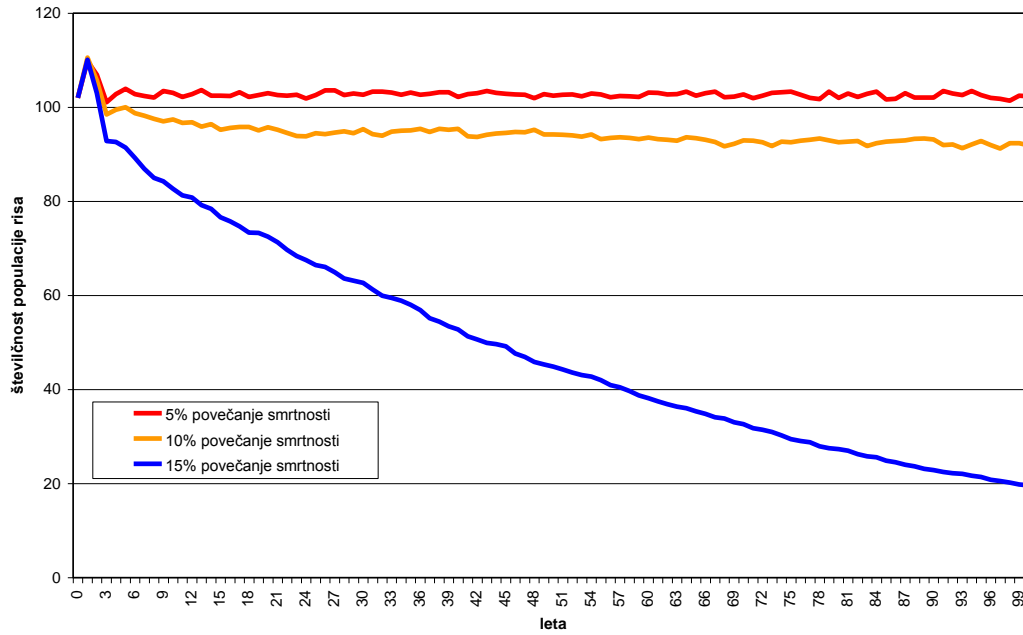
Graf 4: Model populacijske dinamike risa ($F = 1,2$) od leta 1973 ob upoštevanju vpliva odstrela risa in od leta 1994 dalje, gostote plena (srnjadi), vpliva zmanjšanja preživetja do 10% in 15% v zadnjih 10 letih.

Izhodišča razvoja populacije v prihodnosti

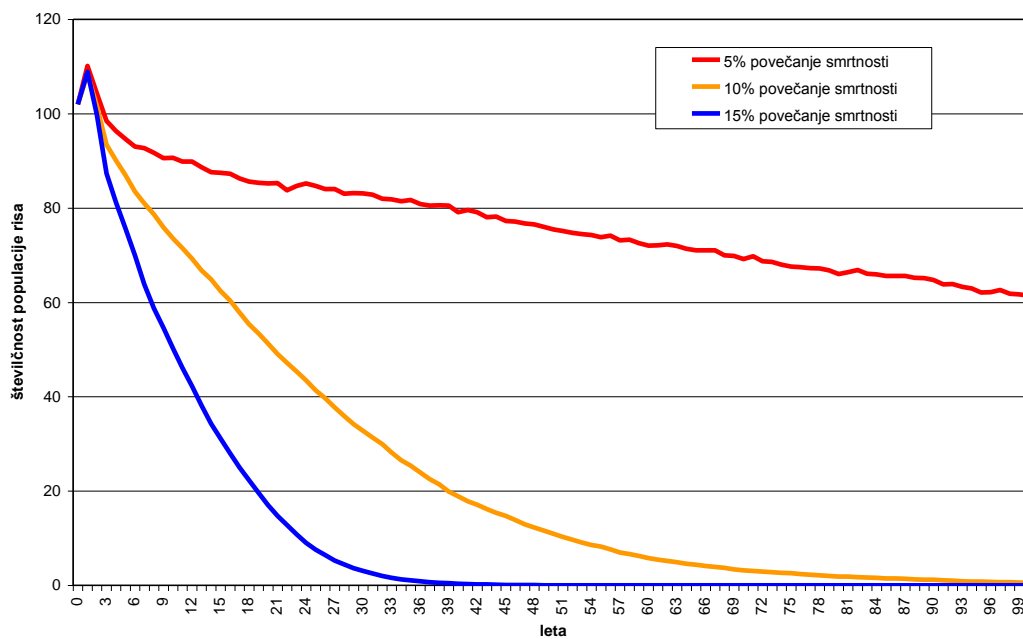
Pri pripravljanju strategije upravljanja z risom lahko izhajamo iz ocene, da šteje današnja dinarska populacija risa na območju Slovenije in Hrvaške okoli 100 osebkov. Pri tem je potrebno identificirati oziroma oceniti dejavnike, ki lahko pomembno vplivajo na viabilnost dinarske populacije v prihodnosti. V nadaljevanju bomo zato predstavili teoretična izhodišča razvoja dinarske populacije risa in njihove potencialne posledice v prihodnjih 100 letih. Za izhodišče modela smo uporabili začetno velikost populacije 100 osebkov s starostno in spolno strukturo, ki je bila blizu izračunani stabilni populacijski strukturi. Pri tem smo uporabili enake populacijske parametre kot v prvem delu s povprečno produkcijo 1,6 mladiča/samico. V model smo vključili Alee-jev efekt, katerega učinki bi se pokazali šele v primeru, ko bi številčnost risa padla pod 20 osebkov v populaciji. Populacijo smo omejevali pri povprečni številčnosti $K = 110$ osebkov s stohastičnimi nihanji do 130 osebkov. Ta meja ne predstavlja potencialne nosilne kapacitete okolja populacije pač pa predstavlja spodnjo mejo kot izhodišče današnje ocenjene številčnosti dinarske populacije risa. To je hkrati tudi številčnost, ki bi jo lahko dinarska populacija risa ob danih demografskih parametrih in znanih izgubah dosegla do leta 1991, ko se je prostorsko širjenje populacije ustavilo. Pri simulacijah populacijske dinamike in analize viabilnosti smo populacijo izpostavili dvema različnima situacijama v okolju. V prvem primeru smo simulirali populacijsko dinamiko risa v okolju z visoko gostoto plena (srnjadi), ki se kaže z visoko produkcijo mladičev (Okarma s sod. 1997) ($F = 1,6$). V drugem primeru pa smo simulirali razmere v okolju z nizko gostoto plena v okolju, kjer smo v model vključili za 40% manjšo produkcijo oziroma preživetje mladičev ($F = 1,0$). V obeh primerih smo ugotavljali učinek zmanjšanja stopnje preživetja risov (S) (5, 10 in 15%), kot posledice dodatne smrtnosti, na populacijsko dinamiko in z njo povezana tveganja za izumrtje populacije v obdobju 100 let (Graf 5, 6).

V okolju z visoko gostoto plena ($F = 1,6$) se številčnost populacije risa pri 5 in 10% zmanjšanju preživetja ni zmanjševala (Graf 5). Nasprotno, populacija je bila omejena z vrednostjo K , številčnost populacije pa bi se z višanjem njene vrednosti še povečevala. To nakazuje tudi izračuni tveganja populacije za izumrtje (extinction risk (ER) = 0 in 0,3%) v obdobju 100 let. Nasprotno pa se je številčnost populacije naglo zmanjševala pri 15% zmanjšanju preživetja risov kot posledice dodatne smrtnosti. Končna številčnost se je zmanjšala na 20 osebkov (Graf 5). Pri tem je bilo tveganje za izumrtje populacije (ER) 68%. Sklepamo lahko, da bi v okolju z visoko produkcijo mladičev dejavniki, ki bi zmanjšali preživetje doraščajočih in odraslih risov za več kot 10%, pomenili zmanjševanje populacije in posledično povečevanje tveganja za njeno izumrtje.

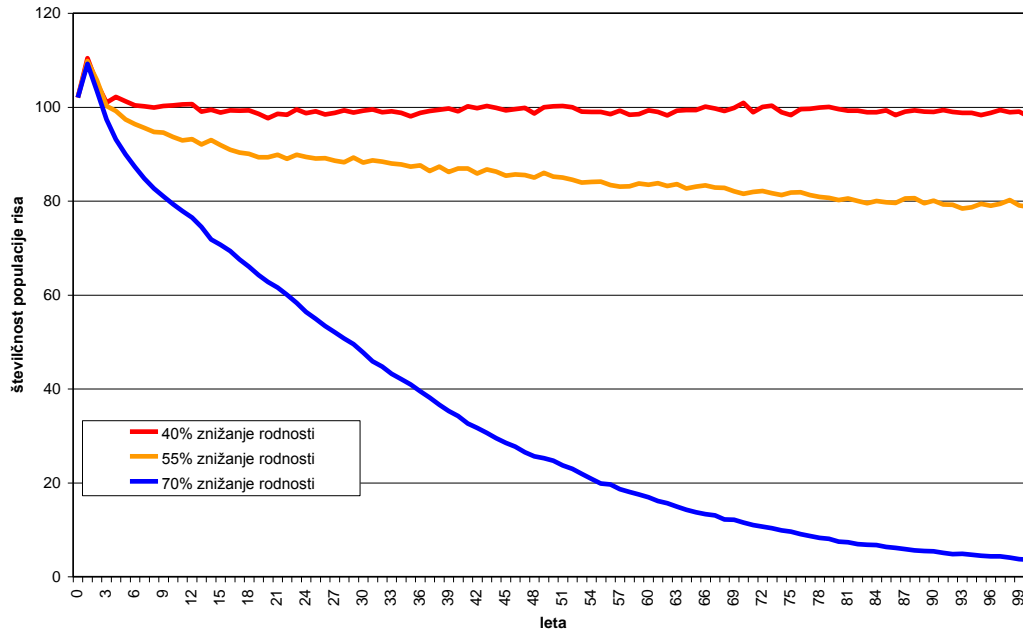
Pri simulaciji populacijske dinamike v okolju z nizko gostoto plena (srnjadi) smo uporabili vrednost prirastnega indeksa iz leta 2003 ($F = 1,0$), ki smo jo izračunali kot funkcijo spreminjanja številčnosti srnjadi v Sloveniji v obdobju 1994 – 2003. Simulacije populacijske dinamike so pokazale, da bi se v okolju z nižjo gostoto plena številčnost populacije risa začela zmanjševati že pri 5% zmanjšanju povprečne stopnje preživetja in bi bilo tveganje za njeno izumrtje v stoletnem obdobju 23%. Pri 10% zmanjšanju preživetja je bila verjetnost za izumrtje že 98%, pri 15% zmanjšanju preživetja doraščajočih in odraslih osebkov pa bi populacija zanesljivo izumrla v obdobju 45 let (Graf 6).



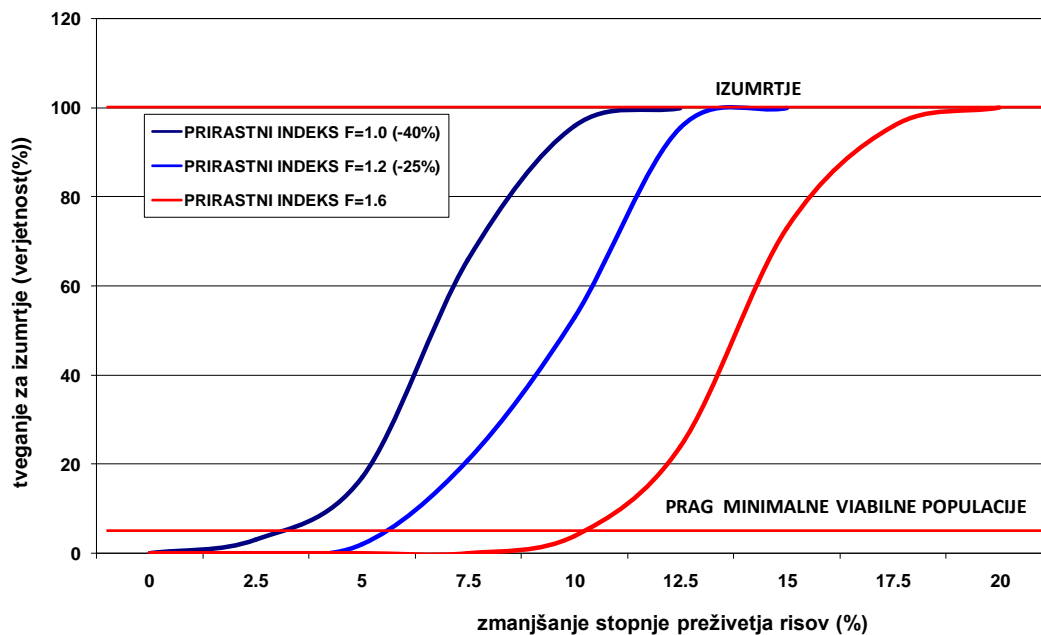
Graf 5: Vpliv zmanjšanja stopnje preživetja rISOV, kot posledice povečanja dodatne smrtnosti, na populacijsko dinamiko v okolju z visoko produkcijo mladičev (visoka gostota plena).



Graf 6: Vpliv zmanjšanja preživetja rISOV, kot posledice povečane dodatne smrtnosti, na populacijsko dinamiko v okolju z nižjo produkcijo mladičev (nizka gostota plena).



Graf 7: Vpliv zmanjšanja produkcije mladičev na populacijsko dinamiko populacije risa brez povečanega vpliva dodatne smrtnosti doraščajočih in odraslih osebkov.



Graf 8: Vpliv zmanjšanja stopnje preživetja risov na tveganje za izumrtje dinarske populacije risa pri različnih stopnjah rodnosti (prirastni indeks) kot posledica različnih prehranskih razmer v okolju.

Efektivna rodnost oziroma preživetje mladičev je demografski parameter, ki se pri večini vrst spreminja z večjimi nihanji kot preživetje odraslih osebkov (Royama 1992). Z evolucijskega vidika je torej pomembno, da je populacija sposobna absorbirati velika nihanja rodnosti, kar je še zlasti pomembno pri vrstah z dolgo rodno dobo, kot je ris (Kvam 1991). To smo potrdili tudi z analizo elastičnosti populacije, ki je pokazala, da parameter produkcije oziroma preživetja mladičev prispeva skoraj dva in pol-krat manj k populacijski dinamiki kot preživetje odraslih živali (Tabela

3). Vpliv zmanjševanja uspešnosti reprodukcije oziroma različnih stopenj zmanjšanja produkcije mladičev na populacijsko dinamiko risa smo simulirali v okolju z visoko gostoto oziroma dostopnostjo plena (Graf 7). Ugotovili smo, da se pri 40% manjši produkciji mladičev populacija v sto letih ni zmanjševala, pač pa bi se ob povečevanju zgornje meje številčnosti K še povečevala. Pri 55% zmanjšanju prirastnega indeksa se je povprečna številčnost populacije v sto letih zmanjšala s 100 na 80 osebkov, tveganje za izumrtje populacije v tem obdobju pa je bilo 8 % (Graf 7). Pri 70% zmanjšanju produkcije mladičev v populaciji se je številčnost populacije po 100 letih zmanjšala na 3 osebe, verjetnost za izumrtje populacije v tem obdobju pa je bila 89%.

Med rezultati hipotetičnih modelov populacijske dinamike risa v 100 letnem obdobju moramo izpostaviti dva pomembna dejavnika, ki sta ključno vplivala na dinamiko rasti populacije in z njo povezana tveganja za izumrtje populacije (Graf 8). To sta (1) stopnja preživetja doraščajočih in odraslih osebkov v populaciji in (2) kvaliteta prostora z vidika dostopnosti (gostote) plena, ki neposredno vpliva na produkcijo mladičev. Na spreminjanje stopnje preživetja ima največji vpliv človek s svojim neposrednim vplivom (zakoniti lov, promet, nezakoniti lov). Pri tem je le zakoniti lov dejavnik, ki ga lahko neposredno kontroliramo oziroma uravnavamo. Na ostala dva dejavnika, predvsem na nezakoniti lov, lahko vplivamo le posredno z dolgoročnim izobraževanjem in ukrepi, ki zmanjšujejo konfliktnost oziroma občutek konfliktnosti plenilca.

Tveganja za zmanjšanje populacije oziroma za njeno izumrtje so odvisna tudi od količine in dostopnosti hrane kot parametra kvalitete risovega življenjskega prostora. Učinki kvalitete prostora so lahko ključnega pomena že pri minimalnem spreminjanju stopnje preživetja doraščajočih in odraslih osebkov v populaciji. Na dostopnost hrane/plena za risa ima največji vpliv človek z uravnavanjem številčnosti plenskih vrst ter posredno drugi naravni kompetitorji za hrano, predvsem volk. Kompeticija z volkom je še zlasti izrazita na območjih, kjer predstavlja jelenjad najštevilčnejšo plensko vrsto, delež srnjadi pa je majhen (Okarma s sod.1997, Jedrzejewski s sod. 2000). Za razliko od parametra stopnje preživetja, lahko upravljalci v veliki meri neposredno vplivajo na kvaliteto prostora z vidika dostopnosti hrane. Z drugimi besedami to pomeni, da je v okolju z visoko gostoto plena, ki omogoča visoko preživetje mladičev, vpliv potencialnega krivolova oziroma nelegalnega lova ter drugih s človekovo dejavnostjo pogojenih vzrokov smrtnosti na populacijo risa veliko manjši. Zato je lahko primerno upravljanje s populacijami plenskih vrst, ki bo zagotavljalo njihovo zadostno številčnost za risa in druge plenilce v prostoru, eden izmed pomembnejših kratkoročnih varstvenih ukrepov pri pripravi strategije ohranitvenega upravljanja s populacijo risa v Sloveniji in na Hrvaškem. Med dolgoročnimi varstvenimi ukrepi pa je izobraževanje in ozaveščanje različnih družbenih skupin (otrok, živinorejcev, lovcev, naravovarstvenikov) najpomembnejši korak pri sprejemanju in ohranjanju risa na območju obeh držav.

Viri

- Ahlqvist P., R.Andersen, H.Andren, T. Kvam, O. Liberg, M. Linden, J. Odden, K. Overskaug, J.R. Linnel, P. Segeström: 1997. The Scandinavian Lynx project, Report 1997, pp. 1-12.
- Akcakaya H.R. 2002: RAMAS Metapop®, Viability analysis for stage-structured metapopulations (version 4.0)., Applied Biomathematics, Setauket, New York, 205 pp.
- Beissinger S.R., M.I. Westphal 1998: On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *J. Wild. Managem.*, 62, 821-841.
- Bekoff M. 2001: Human-carnivore interactions, adopting proactive strategies for complex problems. In: Gittleman J.L., S.M. Funk, D. Macdonald, R.K. Wayne (eds.): *Carnivore conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 179-195.
- Brand C.J. & L.B. Keith 1979: Lynx demography during snowshoe hare decline in Alberta. *J. Wild. Managem.*, 43: 927-849.

- Breitenmoser U. & H. Haller 1987: Nahrungsökologie des Luchses *Lynx lynx* in den schweizerischen Nordalpen. *Z. Säugetierk.* 52: 168-191.
- Breitenmoser U. 1998: Large predators in the Alps, The fall and rise of man's competitors. *Biol. Conserv.* 83: 279-89.
- Breitenmoser U., C. Breitenmoser-Würsten, L.N. Carbyn, S.M. Funk 2001: Human-carnivore interactions, adopting proactive strategies for complex problems. In: Gittleman J.L., S.M. Funk, D. Macdonald, R.K. Wayne (eds.): *Carnivore conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 179-195.
- Breitenmoser U., C. Breitenmoser-Würsten, A. Ryse, F. Zimmerman, C. Angst, P. Olsson, H.J. Baumgartner, A. Siegenthaler, P. Molinari, J. Laas, A. Burri, A. Jobin & J.M. Weber 1999: Lynx management problems in the Swiss Alps. *Cat News*, 30: 16-18.
- Breitenmoser U. & R.H. Haller 1993: Patterns of predation in reintroduced European lynx in the Swiss Alps. *J. Wildl. Managem.* 57: 135-144.
- Breitenmoser U., P. Kaczensky, M. Dötterer, C. Breitenmoser-Würsten, S. Capt, F. Bernhart & M. Liberek 1993: Spatial organization and recruitment of lynx (*Lynx lynx*) in a re-introduced population in the Swiss Jura Mountains. *J. Zool. (Lond.)* 231: 449-464.
- Breitenmoser-Würsten C. & G. Obexer-Ruff 2003: Population and conservation genetics of two reintroduced lynx (*Lynx lynx*) populations in Switzerland – a molecular evaluation 30 years after translocation. *SCALP Conference Proceedings*, Amden, Switzerland, pp. 5-6.
- Červený J., P. Koubek & L. Bufka 2002: Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) and its chance for survival in Central Europe, The case of the Czech Republic. *Acta Zoologica Lithuanica* 12: 362-366.
- Čop J. 1994: Spremljanje naselitve risa (*Lynx lynx* L.) v Sloveniji 1973-1993. Research report. Forestry Institute of Slovenia, Ljubljana, pp. 1-85 (in Slovenian)
- Čop J. 1997: Die Raumverbreitung des Luchses nach der Wiedereinbürgerung 1973 in Kočevje, Slowenien, bis 1997. In: *Der Luchs in Mitteleuropa*, Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern, Band 5, pp. 47-57.
- Čop J. & A. Frković 1998: The reintroduction of the Lynx in Slovenia and its present status in Slovenia in Croatia. *Hystrix* 10, 65-76.
- Frković A. 2003: Ris u Hrvatskoj. Upravni odjel za gospodarski razvoj Primorsko-goranske županije, Lovački savez Primorsko Goranske županije, pp. 1-91.
- Fuller T.K. & P.R. Sievert 2001: Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. In: Gittleman J.L., S.M. Funk, D. Macdonald, R.K. Wayne (eds.): *Carnivore conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 163-178.
- Haller H. 1992: Zur Ökologie des Luchses *Lynx lynx* im Verlauf seiner Wiederansiedlung in den Walliser Alpen. *Mammalia Depicta* 15: 1-62.
- Herfindal I., J.D.C. Linnell, J. Odden, E. Birkeland Nilsen, R. Andersen 2005: Prey density, environmental productivity and home range size in the Eurasian lynx (*Lynx lynx*). *J. Zool. (London)* 265: 63-71.
- Huber T., P. Kaczensky, C. Staniša, J. Čop & H. Gossow 1995: Luchs Telemetrie Projekt Kocevška, Slowenien. Final report, pp. 1-23.
- IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group 1998: *IUCN Guidelines for reintroductions*. IUCN, Gland, pp. 1-11.
- Jedrzejewska B. & W. Jedrzejewski 1998: Predation in vertebrate communities, the Bialowieza Primeval Forest as a case study. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, *Ecological studies*, 135: pp. 1-450.
- Jedrzejewski W., B. Jedrzejewski, H. Okarma, K. Schmidt, A. Bunevich & L. Milkowski 1996: Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of the lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography* 19: 122-138.
- Jedrzejewski W., K. Schmidt, L. Milkowski, B. Jedrzejewska & H. Okarma 1993: Foraging by lynx and its role in ungulate mortality, the local (Bialowieza Forest) and the Palaearctic viewpoints. *A. Theriol.* 38: 384-403.
- Jonozovič M. 2004: Monitoring pojavljanja risa v Sloveniji. In: Kos I. (ed.): *Lynx in Slovenia*, background documents for conservation and management, University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana, Slovenia, pp. 133-140. (in Slovenian with English summary)

- von Arx M., C. Breitenmoser-Würsten, F. Zimmermann & U. Breitenmoser 2004: Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. Kora Report, 19e, Switzerland, Muri, pp. 246-251.
- Kos I. & M. Krofel 2004: Pojavljanje risa na ozemlju Slovenije. In: Kos I. (ed.): Lynx in Slovenia, background documents for conservation and management, University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana, Slovenia, pp. 69-74. (in Slovenian with English summary)
- Kos I., H. Potočnik, T. Skrbinšek, A. Majjić Skrbinšek, M. Jonozovič & M. Krofel 2004: Lynx in Slovenia, background documents for conservation and management, Kos I. (ed.), University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana, Slovenia, pp. 1-239. (in Slovenian with English summary)
- Kramer-Schadt S., E. Revilla & T. Wiegand 2005: Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany, Projects with future or misunderstood wildlife conservation?. *Biol. Conserv.* 125(2): 169-182.
- Kvam T. 1990: Ovulation rates in European lynx (*Lynx lynx*) from Norway. *Z. Säugetierk.* 55: 315-320.
- Kvam T. 1991: Population biology of the European lynx (*Lynx lynx*) in Norway. Dissertation, University of Trondheim, Department of Zoology, Trondheim, pp. 1-45.
- Lindemann W. 1955: Über die Jugend-entwicklungen beim Luchs (*Lynx l. lynx*, Kerr) und bei der Wildkatze (*Felis s. silvestris*, Schreber). *Behaviour* 8: 1-44.
- Firšt B., A. Frković, T. Gomerčić, M. Grubešić, Đ. Huber, B. Iviček, Z. Jakšić, I. Kos, D. Kovačić, B. Kulić, B. Lipovac, A. Majjić Skrbinšek, I. Markovinović, M. Milašinović, V. Soldo, D. Spudić, Ž. Štahan, C. Staniša, M. Starčević, A. Štefan & A. Štrbenac 2005: Plan upravljanja risom u Hrvatskoj Ministarstvo zaštite okoliša i prostornog uređenja Republike Hrvatske, Croatia, Zagreb, pp. 1-52. (In Croatian)
- McCord C.M. & J.E. Cardoza 1982: Bobcat and Lynx (*Felis rufus* and *F. Lynx*). In: Chapman J.A. & G.A. Feldhammer (eds.): *Wild mammals of North America, biology, management, and economics*, John Hopkins University Press, Baltimore, pp.728-766.
- McKelvey K.S., S.W. Buskirk, C.J. Krebs 2000: Theoretical insights into the population viability of lynx. In: Ruggiero L.F., B.A. Keith, S.W. Buskirk, G.M. Koehler, C.J. Krebs, K.S. McKelvey & J.R. Squires (eds.): *Ecology and Conservation of Lynx in the United States*, University of Colorado Press, Boulder, Colorado, pp. 21-38.
- Mowat G., K. G. Poole & M. O'Donoghue 2000: Ecology of Lynx in Northern Canada and Alaska. In: Ruggiero L.F., B.A. Keith, S.W. Buskirk, G.M. Koehler, C.J. Krebs, K.S. McKelvey & J.R. Squires (eds.): *Ecology and Conservation of Lynx in the United States*, University of Colorado Press, Boulder, Colorado, pp. 265-306.
- O'Donoghue M., S. Boutin, C.J. Krebs & E.J. Hofer 1997: Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos* 80: 150-162.
- Okarma H., W. Jedrzejewski, K. Schmidt, R. Kowalczyk & B. Jedrzejewska 1997: Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *A. Theriol.* 43: 203-224.
- Potočnik H. 2004: Zgodovinski pregled vzrokov izumiranja risa v Evropi. In: Kos I. (ed.): Lynx in Slovenia, background documents for conservation and management, University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana, Slovenia, pp. 69-74. (in Slovenian with English summary)
- Pulliaainen E., E. Lindgren & P.S. Tunkkari 1995: Influence of food availability and reproductive status on the diet and body condition of the European lynx in Finland. *A. Theriol.* 40: 181-196.
- Reading R.P. & T.W. Clark: 1996. Carnivore reintroductions, an interdisciplinary examination. In: Gittleman J.L.(ed.): *Carnivore behavior, Ecology and Evolution*, Cornell University Press, Ithaca, New York, pp. 296-336.
- Sadleir R.M.F.S. 1969: The role of nutrition in the reproduction of wild mammals. *J. Repr. & Fert., Supplement* 6: 29-48.
- Sandell M. 1989: The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman J.L. (ed.): *Carnivore behaviour, ecology and evolution*, Chapman and Hall, London, pp. 164-182.
- Schmidt-Posthaus H., C. Breitenmoser-Würsten, H. Posthaus, L. Bacciarini & U. Breitenmoser 2002: Causes of mortality in reintroduced eurasian lynx in Switzerland. *J. Wild. Dis.* 38: 84-92.
- Shaffer M.L. 1981: Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31: 131-134.

- Sillero-Zubiri C. & M.K. Laurenson 2001: Interactions between carnivores and local communities: conflict or co-existence?. In: Gittleman J.L., S.M. Funk, D. Macdonald, R.K. Wayne (eds.): *Carnivore conservation*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 163-178.
- Skrbinšek T. 2004: Model primerne prostora za risa v Sloveniji. In: Kos I. (ed.): *Lynx in Slovenia, background documents for conservation and management*, University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Ljubljana, Slovenia, pp. 92-111. (in Slovenian with English summary)
- Slough B.G. & G.Mowat 1996: Lynx population dynamics in an untrapped refugium. *J. Wild. Managem.* 60: 946-961.
- Soldo V. 2001: The lynx in Bosnia and Herzegovina. In: Breitenmoser-Würsten Ch. & U. Breitenmoser (eds.): *The Balkan lynx history, recent knowledge on its status and conservation needs*, Kora Bericht, 7, Muri, pp. 6—7.
- Stahl P. & J-M. Vandel 1998: Le lynx Boreal. *SFEPM, Encyclopedie des carnivores de France*, 19, pp. 1-54.
- Staniša C., I. Koren & M. Adamič 2001: Situation and distribution of the lynx (*Lynx lynx*) in Slovenia from 1995-1999. *Hystrix, Italian Journal of Mammology* 12: 43-51.
- Stehlik J. 1984: Reproduction of the Lynx (*Lynx lynx* Linneaus, 1758) in captivity. *Folia Venatoria* 14: 163-159.
- Steury T.D. & D.L. Murray 2004: Modeling the reintroduction of lynx to the southern portion of its range. *Biol. Conserv.* 117: 127-141.
- Wolf C.M., B. Griffith, C. Reed & S.A. Temple 1996: Avian and mammalian reintroductions, update and reanalysis of 1987 survey data. *Cons. Biol.* 10 (9): 1142-1154.



Organ upravljanja Sosedskega programa Slovenija –
Madžarska – Hrvaška 2004 – 2006 je Služba Vlade
Republike Slovenije za lokalno samoupravo in
regionalno politiko

Projekt DinaRis s polnim imenom »Čezmejno sodelovanje pri upravljanju, ohranjanju in raziskovanju dinarske populacije risa« se izvaja na slovensko-hrvaškem obmejnem območju v Severnih Dinaridih. Severni Dinaridi so veliko, strnjeno območje ohranjene narave izjemne naravovarstvene vrednosti. Obsežni gozdovi, ki brez vidne razmejnitve prečkajo državno mejo, nudijo zatočišče mnogim evropsko pomembnim ogroženim živalskim in rastlinskim vrstam, od katerih mnogih ne najdemo nikjer drugje. Kljub temu pa pri varovanju in upravljanju s tem bogastvom do sedaj ni bilo občutnejšega meddržavnega sodelovanja med upravljavci temveč so obstajala samo posamična poznanstva med raziskovalci in naravovarstveniki. Ris je občutljiva vrsta in pomemben predstavnik dinarskega živalstva. Njegovo varovanje in upravljanje zahteva kompleksen pristop na ravni celotne populacije. Zaradi svoje občutljivosti, pa tudi svoje karizmatičnosti, predstavlja ta velika mačka primeren izziv za vzpostavitev čezmejnega naravovarstvenega sodelovanja. V projektu DinaRis bomo pridobili pomembna biološka in sociološka spoznanja, razvili orodja za skupno spremljanje populacije in vzpostavili partnerstva na najvišjih znanstvenih in upravljaljskih ravneh. Vse to bo vodilo k izpolnitvi enega pomembnejših ciljev projekta, pripravi predloga skupne strategije upravljanja z risom, prvega tovrstnega dokumenta med Slovenijo in Hrvaško. Kratkoročno bo ta mreža partnerstev omogočila koordinirano, kompleksno varstvo risa, dolgoročno pa bo predstavljala temelj koordiniranega varovanja in upravljanja naravne dediščine, ki si jo državi delita. Več na www.dinaris.org.

Partnerji v projektu:

Slovenski nosilec projekta:



Društvo za ohranjanje,
raziskovanje in trajnostni
razvoj Dinaridov Dinaricum
www.dinaricum.si

Hrvaški nosilec projekta:

Veterinarski fakultet,
Sveučilište u Zagrebu
www.vef.hr

Slovenski partnerji:



Biotehniška fakulteta,
Univerza v Ljubljani
www.bf.uni-lj.si

Hrvaški partnerji:

Hrvatske šume, Uprava
šuma podružnica Delnice
www.hrsume.hr

Zavod za gozdove Slovenije
www.sigov.si/zgs

Nacionalni park Risnjak
www.risnjak.hr

Symbiosis – Zavod za
naravovarstveno
raziskovanje in izobraževanje
www.zavod-symbiosis.si

Državni zavod za zaščito
prirode
www.dzsp.hr



Zavod Republike Slovenije za
varstvo narave
www.zrsvn.si

Lovska zveza Slovenije
www.lovska-zveza.si

Za vsebino dokumenta je odgovoren naročnik in v nobenem primeru ne
izraža stališča Evropske unije.



Organ upravljanja Sosedskega programa Slovenija –
Madžarska – Hrvaška 2004 – 2006 je Služba Vlade
Republike Slovenije za lokalno samoupravo in
regionalno politiko

Projekt DinaRis s polnim imenom »Čezmejno sodelovanje pri upravljanju, ohranjanju in raziskovanju dinarske populacije risa« smo izvajali na slovensko-hrvaškem obmejnem območju v severnih Dinaridih. Severni Dinaridi so veliko, strnjeno območje ohranjene narave izjemne naravovarstvene vrednosti. Obsežni gozdovi, ki brez vidne razmejnitve prečkajo državno mejo, nudijo zatočišče mnogim evropsko pomembnim ogroženim živalskim in rastlinskim vrstam, od katerih mnogih ne najdemo nikjer drugje. Kljub temu pa pri varovanju in upravljanju s tem bogastvom do sedaj ni bilo občutnejšega meddržavnega sodelovanja med upravljavci temveč so obstajala samo posamična poznanstva med raziskovalci in naravovarstveniki. Ris je občutljiva vrsta in pomemben predstavnik dinarskega živalstva. Njegovo varovanje in upravljanje zahteva kompleksen pristop na ravni celotne populacije. Zaradi svoje občutljivosti, pa tudi svoje karizmatičnosti, predstavlja ta velika mačka primeren izziv za vzpostavitev čezmejnega naravovarstvenega sodelovanja. V projektu DinaRis smo pridobili pomembna biološka in sociološka spoznanja, razvili orodja za skupno spremljanje populacije in vzpostavili partnerstva na najvišjih znanstvenih in upravljavskih ravneh. Vse to je vodilo k izpolnitvi enega pomembnejših ciljev projekta, pripravi predloga skupne strategije upravljanja z risom, prvega tovrstnega dokumenta med Slovenijo in Hrvaško. Kratkoročno bo ta mreža partnerstev omogočila koordinirano, kompleksno varstvo risa, dolgoročno pa bo predstavljala temelj koordiniranega varovanja in upravljanja naravne dediščine, ki si jo državi delita. Več na www.dinaris.org.

Partnerji v projektu:

Slovenski nosilec projekta:

Društvo za ohranjanje,
raziskovanje in trajnostni
razvoj Dinaridov Dinaricum
www.dinaricum.si

Hrvaški nosilec projekta:

Veterinarski fakultet,
Sveučilište u Zagrebu
www.vef.hr

Slovenski partnerji:

Biotehniška fakulteta,
Univerza v Ljubljani
www.bf.uni-lj.si

Hrvaški partnerji:

Hrvatske šume, Uprava
šuma podružnica Delnice
www.hrsume.hr

Zavod za gozdove Slovenije
www.sigov.si/zgs

Nacionalni park Risnjak
www.risnjak.hr

Symbiosis – Zavod za
naravovarstveno
raziskovanje in izobraževanje
www.zavod-symbiosis.si

Državni zavod za zaščito
prirode
www.dzzip.hr

Zavod Republike Slovenije za
varstvo narave
www.zrsvn.si

Lovska zveza Slovenije
www.lovska-zveza.si

Za vsebino dokumenta je odgovoren izvajalec projekta in v nobenem primeru ne izraža stališča Evropske unije.