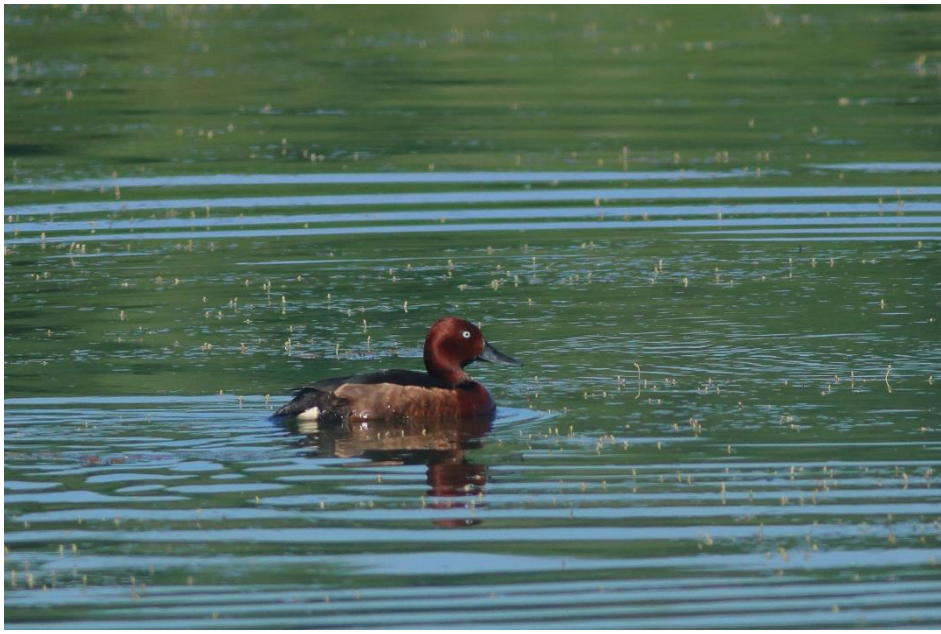


POROČILO

Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2026 in sinteza monitoringa 2024-2026

pripravili: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Knez D., Koce U., Lobnik R., Mihelič T., Očko U. & Stanič D.

Ljubljana, september 2026

Financira Evropska unija

SKUPNA KMETIJSKA POLITIKA

Fotografija na naslovnici: Kostanjevka *Aythya nyroca* (foto: Dejan Bordjan)

Za vsebino poročila "Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2026 in sinteza monitoringa 2024-2026" je odgovorno Društvo za opazovanje in proučevanje ptic Slovenije.

Priporočeno citiranje celega poročila:
Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Knez D., Koce U., Lobnik R., Mihelič T., Očko U., Stanič D. (2026): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2026 in sinteza monitoringa 2024-2026. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Priporočeno citiranje posameznega poglavja:
Blažič B., Denac K. (2026): Poljski škrjanec *Alauda arvensis*. Str. 21-32. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Knez D., Koce U., Lobnik R., Mihelič T., Očko U., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2026 in sinteza monitoringa 2024-2026. Končno poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

KAZALO

POVZETEK 4

ABSTRACT 6

UVOD 8

OCENA VPLIVOV RAZLIČNIH DEJAVNIKOV NA PTICE, KI SE JIH SPREMLJA V OKVIRU MONITORINGA OBMOČIJ NATURA 2000 10

POLJSKI ŠKRJANEC *Alauda arvensis* 21

VODOMEC *Alcedo atthis* 33

KOTORNA *Alectoris graeca* 52

KOSTANJEVKA *Aythya nyroca* 62

VELIKA UHARICA *Bubo bubo* 75

PODHUJKA *Caprimulgus europaeus* 86

BELA ŠTORKLJA *Ciconia ciconia* 95

KOSEC *Crex crex* 109

SREDNJI DETEL *Dendrocopos medius* 130

VRTNI STRNAD *Emberiza hortulana* 142

ČRNOČELI SRAKOPER *Lanius minor* 155

HRIBSKI ŠKRJANEC *Lullula arborea* 162

VELIKI ŠKURH *Numenius arquata* 176

VELIKI SKOVIK *Otus scops* 191

TRIPRSTI DETEL *Picoides tridactylus* 205

NAVADNA ČIGRA *Sterna hirundo* 222

PISANA PENICA *Sylvia nisoria* 236

SINTEZA OPRAVLJENEGA MONITORINGA V OBDOBJU 2024-2026 246

OCENA IZVAJANJA MONITORINGA V OBDOBJU 2024-2026 255

POVZETEK

V letu 2026 je bil na območjih Natura 2000 za ptice (SPA) opravljen monitoring 17 izbranih kvalifikacijskih vrst ptic. Pri velikem škurhu, črnočelem srakoperju in vrtnem strnadu na popisnih območjih nismo zabeležili nobenega gnezdečega para.

Populacija **poljskega škrjanca** na Ljubljanskem barju je bila letos za 48 % manjša kot v izhodiščnem letu 2021; njen trend je strm upad. Letošnje leto je bilo za **vodomce** na Dravinji, Muri in Krki eno najslabših; razlog bi lahko bile nizke zimske temperature, ki so zdesetkale populacijo. Populacija **kotorne** v alpskem svetu je na podlagi dosedanjih štetij v Julijcih in na Breginjskem Stolu zmerno porasla, za kar lahko zasluge verjetno pripišemo tudi planinski paši. Na SPA Črete so bile letos opazovane le štiri družine **kostanjevk**, kar je najverjetneje posledica izjemno nizkega vodostaja. Prvič smo en gnezdeč par zabeležili na ribniku Grajevnik. Populacija **velike uharice** na Krasu in Vipavskem robu je glede na število teritorijev stabilna. Na Krasu je bilo letošnje leto zelo dobro tako z vidika teritorijev kot mladičev, na Vipavskem pa povprečno. Populacija **podhujke** na Snežnik – Pivka je bila v obdobju 2013-2026 stabilna, na Krasu pa je od 2014 dalje zmerno porasla, saj ji ustreza trenutna stopnja zaraščenosti na teh dveh območjih. Populacija **bele štorklje**, ki je v Sloveniji v obdobju 2004-2026 zmerno porasla, je imela na SPA v obdobju 2013-2026 glede na število gnezdečih parov (HPa) in število poletelih mladičev (JZG) stabilen trend. V letu 2026 smo zabeležili nadpovprečno dobro rodnost in delež gnezditveno uspešnih parov, vendar pa se število parov na nekaterih SPA manjša. Na osmih območjih Natura 2000 smo prešteli 219 pojočih samcev **kosca**. Njegov trend na teh območjih v obdobju 2004-2026 je zmeren upad, vendar pa so bila letos na štirih območjih zabeležena najvišja števila po letu 2020, na Planinskem polju pa absolutni rekord od začetka štetij v letu 1992 (n=53). Populacija **srednjega detla** v poplavnih gozdovih ob Muri in v Krakovskem gozdu je bila v obdobju 2010-2026 stabilna, vendar pa se v habitatu vrste na obeh območjih dogajajo velike negativne spremembe (goloseki, sečnja doba in gnezditvenih dreves). Na Krasu smo zabeležili le enega pojočega samca **vrtnega strnada**; vrsta je od leta 2005 doživela strm upad. S popisom **črnočelega srakoperja** smo zabeležili le en osebek (najverjetneje na selitvi) na SPA Vipavski rob, na SPA Krakovski gozd - Šentjernejsko polje pa nobenega. Populacija **hribskega škrjanca** na Goričkem zmerno upada, na Krasu pa je stabilna. Na Ljubljanskem barju v popisu letos nismo zabeležili nobenega **velikega škurha**; njegova populacija je od leta 2011 doživela strm upad. Število **velikih skovikov** na Ljubljanskem barju je od leta 2004 strmo poraslo; vzroki za to niso znani. Na Krasu je videti, da si je vrsta v zadnjih letih opomogla, vendar je trend še vedno zmeren upad. Habitat **triprstega detla** v Julijcih in na Snežnik - Pivka je lokalno podvržen intenzivni sečnji in golosekom; trend je negotov. Celotna populacija **navadne čigre** na SPA Drava je tudi v letu 2026 gnezdila na dveh umetnih otokih na Ptujskem jezeru, in sicer skupaj kar 279 parov, kar je največ doslej. Veliko grožnjo zanjo predstavlja zaraščanje gnezditvenih otokov. **Pisana penica** je ob Muri in na Ljubljanskem barju doživela zmeren upad. Vzrok za upad na Ljubljanskem barju so obsežne sečnje grmišč in mejic, ob Muri pa tudi zaraščanje kmetijske krajine z gozdom. Njena populacija na Snežnik – Pivka je stabilna.

Vrstni trendi na posameznih območjih so predstavljeni v tabeli 1. Negotov trend je posledica prekratkega časovnega niza, velikega časovnega intervala med popisi, velikih nihanj v številčnosti ali pa majhnega števila preštetih osebkov. Za črnočelega srakoperja se trenda s programom TRIM ne da izračunati, saj gnezditev že nekaj let ni bila potrjena.

Tabela 1: Trendi kvalifikacijskih vrst ptic, katerih populacije smo spremljali v letu 2026, na posameznih območjih (HPa – število gnezdečih parov, JZG – število poletelih mladičev)

Trend	**Vrsta (območje, obdobje veljavnosti trenda)**
negotov	vodomec (Dravinja 2008-2026)
	kostanjevka (Črete 2006-2026)
	kosec (Cerknica 2004-2026, Planinsko polje 2004-2026, Dolina Reke 2004-2026, Snežnik-Pivka 2004-2026)
	triprsti detel (Julijci 2011-2026, Snežnik - Pivka 2012-2026)
	navadna čigra (Drava 2004-2026)
zmeren upad	kosec (Ljubljansko barje 2004-2026, Nanoščica 2004-2026, Dobrava - Jovsi 2004-2026)
	hribski škrjanec (Goričko 2005-2026)
	veliki skovik (Kras 2006-2026)
	pisana penica (Ljubljansko barje 2004-2026, Mura 2006-2026)
strm upad	poljski škrjanec (Ljubljansko barje 2021-2026)
	kosec (Breginjski Stol 2004-2026)
	vrtni strnad (Kras 2005-2026)
	veliki škurh (Ljubljansko barje 2011-2026)
stabilen	vodomec (Krka 2011-2026)
	velika uharica (Kras 2004-2026, Vipavski rob 2004-2026)
	podhujka (Snežnik-Pivka 2013-2026)
	bela štorklja (SPA 2004-2026, za HPa in JZG)
	srednji detel (Krakovski gozd - Šentjernejsko polje 2010-2026, Mura 2010-2026)
	hribski škrjanec (Kras 2005-2026)
	pisana penica (Snežnik-Pivka 2004-2026)
zmeren porast	kotorna (Breginjski Stol 2004-2026, Julijci 2004-2026)
	vodomec (Mura 2008-2026)
	podhujka (Kras 2014-2026)
	bela štorklja (Slovenija 2004-2026, za HPa in JZG)
strm porast	veliki skovik (Ljubljansko barje 2004-2026)

ABSTRACT

In 2026, monitoring of 17 selected qualifying bird species was carried out in Natura 2000 sites for birds (SPAs). No breeding pairs of **Eurasian Curlew**, **Lesser Grey Shrike**, or **Ortolan Bunting** were recorded at the survey sites.

The population of the **Skylark** at Ljubljansko barje was 48% lower this year than in the baseline year 2021; its trend is classified as a steep decline. This year was one of the poorest for **Kingfishers** along the Dravinja, Mura and Krka rivers; low winter temperatures may have reduced the population severely. Based on our counts in the Julian Alps and on Breginjski Stol, the population of **Rock Partridge** in the Alpine region has shown a moderate increase, which can probably also be attributed to mountain grazing. Only four families of **Ferruginous Duck** were observed this year at Črete, most likely as a result of exceptionally low water levels. For the first time, one breeding pair was recorded at Grajevnik pond. The population of **Eurasian Eagle Owl** at SPAs Kras and Vipavski rob is stable in terms of the number of territories. This year was very good at SPA Kras, both in terms of territories and fledglings, whereas in SPA Vipavski rob it was average. The population of **European Nightjar** in SPA Snežnik–Pivka was stable during 2013–2026, while in SPA Kras it has shown a moderate increase since 2014, as the current degree of vegetation overgrowth in these two areas appears to be favourable for the species. The **White Stork** population in Slovenia, which showed a moderate increase during 2004–2026, had a stable trend on the SPAs during 2013–2026, both in terms of the number of breeding pairs (HPa) and the number of fledged young (JZG). In 2026, above-average breeding productivity and a high proportion of successfully breeding pairs were recorded; however, the number of pairs is declining in some SPAs. A total of 219 singing **Corncrake** males were counted in eight Natura 2000 sites. Its trend in these areas during 2004–2026 is moderate decline. Nevertheless, this year the highest numbers since 2020 were recorded at four sites, while at Planinsko polje an absolute record has been reached since the beginning of monitoring in 1992 (n=53). The population of **Middle Spotted Woodpecker** in the floodplain forests along the Mura river and in Krakovski gozd was stable during 2010–2026. However, major negative changes are occurring in the species' habitat in both areas, including clear-cutting, timber harvesting and the removal of nesting trees. Only one singing male of **Ortolan Bunting** was recorded in SPA Kras; the species has undergone a steep decline since 2005. During the survey of **Lesser Grey Shrike Shrike**, only one individual, most likely a migrant, was recorded in SPA Vipavski rob, while none were observed in SPA Krakovski gozd–Šentjernejsko polje. The population of **Woodlark** in Goričko has undergone a moderate decline, while in SPA Kras it is stable. No **Eurasian Curlews** were recorded during this year's survey at Ljubljansko barje; its population has undergone a steep decline since 2011. The number of **European Scops Owls** at Ljubljansko barje has shown a steep increase since 2004; the reasons for this are unknown. In SPA Kras, the species appears to have recovered in recent years, although the trend is still a moderate decline. The habitat of the **Three-toed Woodpecker** in SPAs Julijci and Snežnik–Pivka is locally subject to intensive logging and clear-cutting; the trend is uncertain. The entire population of **Common Tern** in SPA Drava again bred on two artificial islands in Lake Ptuj in 2026, with a total of 279 pairs, the highest number recorded to date. The overgrowth of the breeding islands represents a major threat to the species. The population of **Barred Warbler** on SPAs Mura and Ljubljansko barje has undergone a moderate decline. The decline at Ljubljansko barje is caused by extensive cutting of shrubland and hedgerows, while on SPA Mura it is also associated with land abandonment, resulting in encroaching scrub and forest. Its population on SPA Snežnik–Pivka is stable.
Species trends on individual sites are presented in table 1. Uncertain trends result from short monitoring period, large time interval between surveys, large fluctuations in numbers or low numbers. TRIM trend for the Lesser Grey Shrike cannot be calculated, because there have been no breeding pairs for the past few years.

Table 1: Trends of qualifying bird species at SPAs, whose populations were monitored in 2025 (HPa – number of breeding pairs, JZG – number of fledged young)

Trend	Species (area, trend period)
uncertain	Kingfisher (Dravinja 2008-2026)
	Ferruginous Duck (Črete 2006-2026)
	Corncrake (Cerknica 2004-2026, Planinsko polje 2004-2026, Dolina Reke 2004-2026, Snežnik-Pivka 2004-2026)
	Three-toed Woodpecker (Julijci 2011-2026, Snežnik - Pivka 2012-2026)
	Common Tern (Drava 2004-2026)
moderate decline	Corncrake (Ljubljansko barje 2004-2026, Nanoščica 2004-2026, Dobrava - Jovsi 2004-2026)
	Woodlark (Goričko 2005-2026)
	Scops Owl (Kras 2006-2026)
	Barred Warbler (Ljubljansko barje 2004-2026, Mura 2006-2026)
steep decline	Eurasian Skylark (Ljubljansko barje 2021-2026)
	Corncrake (Breginjski Stol 2004-2026)
	Ortolan Bunting (Kras 2005-2026)
	Eurasian Curlew (Ljubljansko barje 2011-2026)
stable	Kingfisher (Krka 2011-2026)
	Eagle Owl (Kras 2004-2026, Vipavski rob 2004-2026)
	European Nightjar (Snežnik-Pivka 2013-2026)
	White Stork (SPA 2004-2026, HPa and JZG)
	Middle-spotted Woodpecker (Krakovski gozd - Šentjernejsko polje 2010-2026, Mura 2010-2026)
	Woodlark (Kras 2005-2026)
	Barred Warbler (Snežnik-Pivka 2004-2026)
moderate increase	Rock Partridge (Breginjski Stol 2004-2026, Julijci 2004-2026)
	Kingfisher (Mura 2008-2026)
	European Nightjar (Kras 2014-2026)
	White Stork (Slovenia 2004-2026, HPa and JZG)
steep increase	Scops Owl (Ljubljansko barje 2004-2026)

UVOD

V okviru monitoringa populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 smo v gnezditveni sezoni 2026 popisali populacije 17 kvalifikacijskih vrst ptic (tabela 1). Popisi so potekali pretežno v skladu s protokoli v Rubinič (2004) oziroma Denac *et al*. (2025). Za vsako vrsto so podani rezultati, ki so v diskusiji interpretirani. Pri vsaki vrsti je obravnavana skladnost s popisnim protokolom. V Prilogi I so popisni podatki, vneseni v podatkovno bazo MS Access (vrsta, območje, ime shp datoteke, s katero je mogoče povezati posamezen podatek, popisna enota, šifra posamezne popisne enote, datum popisa, število, številna enota, ime in priimek popisovalca). Priloga II vsebuje prostorske podatke v ESRI SHP formatu. Podatkovno bazo MS Access in prostorske podatke v ESRI SHP formatu je v primeru vseh popisanih vrst z izjemo bele štorklje in velike uharice mogoče povezati preko polja »PO_sifr« (unikatna šifra posamezne popisne enote – popisne točke, transekta ali poligona). V bazi Access je v polju »Ime_shp« zapisano, s katerim shp je treba bazo združiti, da dobite željene podatke. Za belo štorkljo vse zahtevane podatke oddajamo v obliki shp datoteke (datum popisa, ime popisovalca, naslov gnezdu najbližje hiše, zasedenost in gnezditveni uspeh), za veliko uharico pa na svojem listu v podatkovni bazi Access (Priloga I). Shp datoteko (Bubo_bubo_tocke) in bazo se v slednjem primeru poveže preko polja ID_g, rezultat pa je podan s kodami gnezditve (polje G_koda; za njihovo razlago glej poglavje o veliki uharici). V letu 2026 smo opravili 101 terenski dan več, kot je bilo predvideno v projektni nalogi iz razpisne dokumentacije (predvidenih 357 terenskih dni, opravljenih 458 dni) (tabela 1). Avtorji vrstnih poglavij so navedeni v zadnjem stolpcu tabele 1.

Tabela 1: Seznam vrst in območij monitoringa ptic na območjih Natura 2000 v gnezditveni sezoni 2026, število predvidenih (v projektni nalogi) in realiziranih terenskih dni (TD) ter imena avtorjev posameznih vrstnih tekstov

Vrsta	**Območje**	**Predvideno število TD**	**Realizirano število TD**	**Avtor/ji teksta**
Alauda arvensis	Ljubljansko barje	10	11	Blaž Blažič, Katarina Denac
Alcedo atthis	Dravinja, Mura, Krka	35	42	Luka Božič, Urša Koce
Alectoris graeca	Julijci, Breginjski Stol	6	14	Katarina Denac
Aythya nyroca	Črete	6	22	Dejan Bordjan
Bubo bubo	Kras, Vipavski rob	20	55	Tomaž Mihelič
Caprimulgus europaeus	Kras, Snežnik - Pivka	9	11	Rok Lobnik
Ciconia ciconia	celotno gnezditveno območje v SPA in IBA	15	19	Urša Očko
Crex crex	Ljubljansko barje, Cerkniško jezero, Dolina Reke, Planinsko polje, Breginjski Stol, Porečje Nanoščice, Snežnik-Pivka, Dobrava-Jovsi	100	108	Blaž Blažič
Dendrocopos medius	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Mura	14	15	Katarina Denac
Emberiza hortulana	Kras	14	17	Domen Stanič
Lanius minor	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Vipavski rob	8	14	Rok Lobnik
Lullula arborea	Kras, Goričko	34	35	Katarina Denac
Numenius arquata	Ljubljansko barje	10	16	Urša Koce

Otus scops	Kras, Ljubljansko barje	30	32	Katarina Denac
Picoides tridactylus	Snežnik-Pivka, Julijci	14	14	David Knez
Sterna hirundo	Drava	12	13	Luka Božič
Sylvia nisoria	Ljubljansko barje, Snežnik - Pivka, Mura	20	20	Katarina Denac
SKUPAJ		**357**	**458**	

Pretvorbe shp datotek iz koordinatnega sistema D48 v D96 so bile opravljene s programom 3TRA, različica 4.0 (https://www.e-prostor.gov.si/zbirke-prostorskih-podatkov/drzavni-prostorski-koordinatni-sistem/transformacija-v-novi-koordinatni-sistem/aplikacije-za-izvedbo-transformacije/).

VIRI

Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Koce U., Mihelič T., Očko U., Stanič D. (2025): Popisni protokoli za monitoring ptic na območjih Natura 2000. DOPPS, Ljubljana.

Rubinič B. (2004): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Prvo vmesno poročilo. Popisni protokoli. Naročnik: Agencija RS za okolje. DOPPS, Ljubljana.

OCENA VPLIVOV RAZLIČNIH DEJAVNIKOV NA PTICE, KI SE JIH SPREMLJA V OKVIRU MONITORINGA OBMOČIJ NATURA 2000

Projektna naloga od izvajalca zahteva, da v končnem poročilu poda »kvantificirano oceno vplivov (kmetijstvo kot celota, SKP kot celota, posamezne intervencije SKP (KOPOP, EKO), podnebne spremembe, selitve, vplivov drugih sektorjev oz. dejavnikov (gozdarstvo, pridobivanje naravnih virov, proizvodnja energije, transport, stanovanjska/gospodarska/rekreacijska infrastruktura, lov in ribolov, vojaške aktivnosti in zaščita ljudi, tujerodne vrste, onesnaževanje, človeški vpliv na vodni režim, naravni procesi, naravne nesreče) na stanje in trende populacij popisanih vrst ptic«.

Bolj splošne vplive kmetijstva na kvalifikacijske vrste ptic monitoringa, torej vpliv kmetijstva in SKP kot celote, predstavljamo sumarno v tem poglavju, vplive specifičnih intervencij kmetijske politike (npr. posameznih KOPOP, SOPO ali neproizvodnih naložb) pa v vrstnih poglavjih. Tudi vplive ostalih dejavnikov (npr. podnebne spremembe, ekstremne vremenske razmere, gozdarstvo, energetika, infrastruktura, tujerodne vrste, lov) obravnavamo v vrstnih poglavjih. V njih smo pripravili tabelarični pregled dejavnikov, ki imajo glede na našo in tujo strokovno literaturo vpliv na posamezno vrsto. Vpliv posameznega dejavnika smo ocenili po obsegu (kritično pomemben, zelo pomemben, pomemben, manj pomemben, lokalno pomemben, potencialno pomemben) in smeri vplivanja (pozitiven / negativen vpliv). Pri potencialno pomembnih dejavnikih gre za dejavnike, ki bi glede na svojo naravo lahko vplivali na vrsto, vendar ne razpolagamo z nobenimi konkretnimi podatki ali viri, ki bi ta vpliv potrjevali. Opozarjamo, da obstaja le zelo malo primerov vrednotenja vpliva konkretnih kmetijsko-okoljskih ali drugih ukrepov na posamezne vrste, zato gre v tabelaričnem pregledu za naše strokovno mnenje (t.i. best expert opinion).

Splošni vplivi kmetijstva na ptice izhajajo iz: (1) pravil skupne kmetijske politike, na primer pogojenosti, ki jo sestavljajo predpisane zahteve ravnanja (PZR) ter standardi dobrih kmetijsko okoljskih pogojev (DKOP), ter (2) iz bolj splošnih nacionalnih intervencij kmetijske politike (npr. INP01 osnovna dohodkovna podpora za trajnostnost, INP02 Dopolnilna prerazporeditvena dohodkovna podpora za trajnostnost, IRP01 Plačilo za naravne ali druge omejitve, IRP02 Naložbe v dvig produktivnosti in tehnološki razvoj, vključno z digitalizacijo kmetijskih gospodarstev, IRP04 Naložbe v razvoj in dvig konkurenčnosti ter tržne naravnanosti ekoloških kmetij, IRP19 Ekološko kmetovanje, vezane dohodkovne podpore itd.). Vpliv DKOP in PZR je predstavljen v tabeli 1, poudarjamo pa, da gre pri tem za minimalne, vrstno nespecifične standarde in posledično zgolj majhen (večinoma) pozitiven vpliv na ptice. Konkreten vpliv zgoraj navedenih splošnih intervencij SKP 2023-2027 na ptice kmetijske krajine ali specifično na kvalifikacijske vrste območij Natura 2000 še ni raziskan ali ovrednoten. Po eni strani lahko spodbujajo intenzivnejše kmetijstvo, s čimer negativno vplivajo na ptice, po drugi strani (npr. v primeru majhnih kmetij ali kmetij na težko dostopnih in ekonomsko manj zanimivih površinah) pa lahko omogočajo nadaljevanje kmetovanja in s tem preprečujejo ali upočasnjujejo zaraščanje z lesno vegetacijo, kar ima pozitiven vpliv na številne ptice kmetijske krajine. Na vpliv splošnih intervencij SKP 2023-2027 lahko sklepamo po analogiji z intervencijami iz prejšnjih finančnih obdobij. Te so bile ovrednotene v raziskavi iz leta 2021, ki je zajela intervencije SKP iz obdobja 2008-2019 (neposredna plačila, KOPOP, EK) (Šumrada *et*

al. 2021). Raziskava je pokazala, da višina plačil na ptice kmetijske krajine vpliva negativno; konkretne ugotovitve so bile naslednje:

- diverziteta ptic kmetijske krajine je bila največja v odprti krajini s heterogenimi poljščinami, upravljani ekstenzivno do zmerno intenzivno, ki so bile locirane znotraj območij Natura 2000 ali območij z omejenimi dejavniki za kmetovanje (OMD)
- kmetijska gospodarstva na območjih z veliko diverziteto ptic kmetijske krajine so prejemala majhne povprečne zneske neposrednih plačil (okoli 75 €/ha), plačil KOPOP in EK (skupaj do 300 €/ha); na območjih, ki so prejemala več neposrednih plačil, plačil KOPOP in EK, je bila diverziteta ptic kmetijske krajine manjša
- največja diverziteta specializiranih travniških gnezdilk je bila ugotovljena v zelo odprti travniški krajini (<10 % lesne vegetacije), z velikim deležem travišč (>50 %), upravljani ekstenzivno in z nizko pašno obtežbo (<0,7 GVŽ/ha)
- ugotovljena je bila negativna korelacija med diverziteto travniških vrst in višino neposrednih plačil
- KOPOP in ukrepi »ozelenitve« so imeli zanemarljiv vpliv na diverziteto ptic kmetijske krajine, morebiti zaradi neučinkovite implementacije ali pa premajhnega vpisa
- kot glavni gonilni sili upada ptic kmetijske krajine sta bili prepoznani intenzifikacija proizvodnje (predvsem v sektorju govedoreje in prireje mleka), ki so jo spodbujala neposredna plačila SKP, ter opuščanje kmetijske rabe v obrobnih delih države

Evropska raziskava, ki je zajela 170 pogostih vrst ptic (med drugim tudi ptice kmetijske krajine), spremljanih na več kot 20.000 lokacijah v 28 evropskih državah v obdobju 37 let, je ovrednotila vpliv štirih najpomembnejših dejavnikov na ptice, in sicer intenzifikacije kmetijstva, spremembe v pokrovnosti gozda, urbanizacije in sprememb v temperaturi (ki so pokazatelj podnebnih sprememb). Avtorji so ugotovili, da ima intenzifikacija kmetijstva (zlasti uporaba FFS in gnojil) največji negativen vpliv na ptice, še posebej tiste, ki se hranijo z nevretenčarji. Odzivi na ostale tri dejavnike so bili bolj vrstno specifični, v splošnem pa je povečanje pokrovnosti gozda na ptice vplivalo pozitivno, urbanizacija pa negativno. Vpliv sprememb v temperaturi je bil različen med vrstami, odvisno od njihovih temperaturnih preferenc (Rigal *et al*. 2023). V Nemčiji so raziskali vpliv sprememb v rabi tal (delež travnikov, prahe, njiv z različnimi kulturami), vpliv vremena v času gnezditve ter razmer na prezimovališčih na trende ptic kmetijske krajine. Kot najpomembnejši dejavnik so se izkazale spremembe v rabi tal: večji delež travnikov in prahe je imel na trende ptic kmetijske krajine pozitiven vpliv, večji delež njiv s koruzo in oljno repico in deloma tudi ozimnega žita pa negativnega. Vpliv vremena v času gnezditve je bil različen med vrstami, večja količina padavin na prezimovališčih pa je na transsaharske selivke praviloma vplivala pozitivno (Busch *et al.* 2020).

Raziskovalci iz starih, zahodnoevropskih članic EU so pred širitvijo EU leta 2004 opozarjali, da bo uveljavitev SKP v novih članicah najverjetneje spodbudila upad vrstne pestrosti ptic in številčnosti njihovih populacij (Donald *et al.* 2002), kar so na primer na Češkem v 15 letih po vstopu v EU tudi potrdili (Reif & Vermouzek 2019). Reif *et al*. (2024) so ugotovili, da sta se po vstopu novih članic v EU leta 2004 v teh državah povečali tako intenziteta kmetijstva kot višina izplačil za kmetijsko-okoljske ukrepe. Istočasno so populacije ptic kmetijske krajine pričele pospešeno upadati, njihove relativne abundance pa so bile po vstopu nižje kot predtem. Višja izplačila za kmetijsko-okoljske ukrepe teh upadov niso uspela preprečiti. Zlasti v preteklosti je SKP v okviru prvega stebra plačil spodbujala intenzivno kmetijsko pridelavo, pri tem pa podpirala predvsem večja kmetijska gospodarstva in homogenizirala krajino; nižinski deli so postali bolj intenzivno obdelani, medtem ko so se težje dostopni in zato ekonomsko manj

zanimivi predeli zaradi opuščanja rabe pričeli zaraščati (Báldi *et al.* 2005, Assandri *et al*. 2019, Busch *et al*. 2020). Oboje se je odrazilo na poslabšanih prehranjevalnih in gnezditvenih razmerah za ptice (Fuller 2000, Newton 2004). Ker so bile spremembe v kmetijstvu v EU podvržene skupnim pravilom, so se dogajale zelo hitro na veliki površini in zato močno vplivale na ptice (Schifferli 2000). Intenzifikacija kmetijstva povzroči izgubo gnezditvenega in prehranjevalnega bivališča ptic, njihovih skrivališč in pevskih mest. To je posledica premene travnikov v njive, intenzifikacije travnikov, sečnje visokodebelnih sadovnjakov, mejic, grmišč, solitarne lesne vegetacije, izginjanja prahe in drugih manjšinskih habitatov, ki imajo ne glede na svojo majhno površino velik pomen za biotsko pestrost (Wakeham-Dawson & Smith 2000, Benton *et al*. 2003, Newton 2004, van Buskirk & Willi 2004, Manning *et al*. 2006, Hof & Bright 2010, Vickery & Arlettaz 2012, Morelli 2013, Lacoeuilhe *et al*. 2016). Zaradi uporabe fitofarmacevtskih sredstev se v intenzivni kmetijski krajini zmanjšata pestrost in količina hrane za ptice (Boatman *et al*. 2004, Geiger *et al*. 2010, Isenring 2010, Morris *et al*. 2005), FFS pa tudi zmanjšujejo kvaliteto sperme pri nekaterih vrstah (Humann-Guilleminot *et al.* 2026). Dodatno jih prizadenejo spremembe v režimu antropogenih motenj, kot so oranje, brananje, nanos fitofarmacevtskih sredstev in gnojil, košnja, paša, pri čemer motnje pogosto sovpadajo z gnezditveno sezono ptic in povzročajo propad legel ali pa manjši gnezditveni uspeh (Chamberlain & Siriwardena 2000, Schäffer & Koffijberg 2004, Sheldon *et al*. 2004, Uhl *et al*. 2008, Müller *et al*. 2009, Maskell *et al*. 2019, Uchida & Ushimaru 2014, Bellebaum & Koffijberg 2018). V zadnjih desetletjih postajajo podnebne spremembe v povezavi s spremenjenimi habitati, ki jih je preoblikovalo predvsem intenzivno kmetijstvo, v Evropi zelo pomemben dejavnik vpliva na območja razširjenosti in številčnost ptic kmetijske krajine (Lemoine *et al*. 2007).

Vpliv ekološkega kmetijstva na ptice je v splošnem pozitiven. Na ekoloških kmetijah v Evropi sta večji tako pestrost kot številčnost različnih taksonov (npr. rastlin, nevretenčarjev, ptic, netopirjev). To je posledica nerabe pesticidov, večjega deleža neproizvodnih površin (npr. mejice, solitarna lesna vegetacija, omejki, praha), večjega deleža travišč, večjega vpisa kmetijsko-okoljskih ukrepov, heterogenosti habitatov, pestrejšega kolobarja ter nerabe ali manjše rabe (organskih) gnojil (Chamberlain *et al*. 1999, Beecher *et al*. 2002, Bengtsson *et al*. 2005, Fuller et al. 2005, McKenzie & Whittingham 2009, Wolnicki *et al*. 2009, Kragten *et al*. 2011, Goded *et al.* 2018, Kirk *et al*. 2020).

Vpliv naravovarstvenih ukrepov, kot so KOPOP in ekosheme, je v Evropi z nekaterimi izjemami (npr. Calvi *et al.* 2018) pozitiven, a odvisen od tipa in lokacije ukrepa, njegove ciljnosti, obsega vpisa ter strukture in načina upravljanja krajine v okolici ukrepa (Wrbka *et al*. 2008, Princé *et al*. 2012, Batáry *et al.* 2015, Calvi *et al*. 2018, Evens *et al.* 2022, Staggenborg & Anthes 2022, Grondard *et al*. 2023, Roilo *et al*. 2023, Sharps *et al.* 2023, Barba-Escoto *et al*. 2024, Hološková *et al.* 2025, Beninde & Hunke 2026). V nižinskem delu Anglije so raziskovalci ugotovili, da bilo treba v KOPOP za ptice vpisati 47 % njiv in 26 % pašnikov, če bi želeli regionalne populacije ptic kmetijske krajine povečati za 10 % v 10 letih (Sharps *et al.* 2023). Analiza kmetijsko-okoljskih ukrepov za kosca *Crex crex*, ki je zajela 33 evropskih držav oziroma administrativnih regij, je izkazala, da je z ukrepi pokrit le majhen del evropske populacije te vrste (<10 %) (Bellebaum & Koffijberg 2018). Na Škotskem je do povečanja populacije prišlo šele po tem, ko so z ukrepi v daljšem časovnem obdobju zajeli več kot 70 % populacije (O'Brien *et al*. 2006). Bellebaum & Koffijberg (2018) predvidevata, da KOPOP, ki koscu omogočajo le eno leglo (=ukrepi, ki dopuščajo prvo košnjo pred 1. 8.) in zajamejo manj kot 50 % nacionalne populacije, ne zadoščajo za vzdrževanje stabilnih populacij. Vpliv posameznih KOPOP in ekoshem iz nacionalnega strateškega načrta SKP 2023-2027 je ovrednoten v vrstnih poglavjih.

Tabela 1: Pravila in intervencije skupne kmetijske politike (SKP), vrste državnega monitoringa ptic na območjih Natura 2000, na katere pravilo/intervencija vpliva, obseg in smer vpliva (+ pozitiven vpliv, - negativen vpliv) ter komentar vpliva posameznega pravila/intervencije.

Pravilo / intervencija SKP	**Vrste, na katere vpliva**	**Obseg in smer vpliva**	**Komentar**
DKOP 1: Ohranjanje trajnega travinja na podlagi deleža trajnega travinja v primerjavi s kmetijsko površino na nacionalni ravni	poljski škrjanec kotorna podhujka bela štorklja kosec vrtni strnad črnočeli srakoper hribski škrjanec veliki škurh veliki skovik	pomemben (+)	DKOP 1 je pomemben za talne travniške gnezdilke (npr. poljski in hribski škrjanec, kosec, veliki škurh) in vrste, ki na travnikih iščejo hrano (npr. bela štorklja, črnočeli srakoper, veliki skovik). Manjšanje deleža travnikov na te vrste vpliva negativno, vendar pa to velja predvsem za ekstenzivne do zmerno intenzivno rabljene travnike. Intenzivno upravljani travniki, ki so močno gnojeni in košeni več kot 3x v sezoni, za navedene vrste nimajo večjega pomena oziroma so po naravovarstveni vrednosti praktično izenačeni z njivami (Bullock *et al.* 2020).
DKOP 2: Varovanje mokrišč in šotišč	poljski škrjanec kostanjevka bela štorklja kosec veliki škurh pisana penica	pomemben (+)	DKOP 2, ki je v Sloveniji trenutno zarisan le na delu Cerkniškega jezera, je pomemben za ptice vlažnih travnikov, ki na tleh gnezdijo ali pa iščejo hrano. Marsikatero mokrišče ali barje je deloma zaraščeno z lesno vegetacijo, zato je DKOP 2 pomemben tudi za pisano penico. Sloj DKOP 2 na Cerkniškem jezeru sega tudi v gnezdišča kostanjevke.
DKOP 4: Vzpostavitev varovalnih pasov vzdolž vodnih tokov	vodomec bela štorklja srednji detel pisana penica	pomemben (+/-)	Smer vplivanja (+/-) je odvisna od vrste ptice in tipa vegetacije v varovalnem pasu. Na vodomca pozitivno vpliva prepoved uporabe gnojil in FFS v varovalnem pasu ob vodotokih, saj se s tem varuje populacije rib, ki so njegova hrana. Prav tako nanj pozitivno vpliva prepoved oranja v varovalnem pasu, saj s tem preprečujemo erozijo rečnih bregov, v katere koplje svoje gnezditvene rove.

			Odstranjevanje lesne vegetacije in setev dovoljenih posevkov ima negativen vpliv na pisano penico in srednjega detla, ki potrebujeta grmovje oziroma drevje.
DKOP 8: Minimalni delež ornih zemljišč, namenjenih neproizvodnim površinam in značilnostim, ter na vseh kmetijskih površinah ohranjanje krajinskih značilnosti in prepoved rezanja žive meje in sekanja dreves v času razmnoževanja in vzreje mladičev pri pticah	poljski škrjanec podhujka bela štorklja kosec srednji detel vrtni strnad črnočeli srakoper hribski škrjanec veliki škurh veliki skovik pisana penica	pomemben (+)	Na večino navedenih vrst ptic ta DKOP pozitivno vpliva zaradi ohranjanja lesnih prvin in prepovedi obrezovanja, redčenja in krčitve mejic v času gnezditve (1. 3. - 1. 8.), na belo štorkljo pa tudi zaradi ohranjanja kalov. Omejevanje tujerodnih invazivnih rastlinskih vrst ima najverjetneje omejen, a vendar pozitiven vpliv na talne gnezdilke (poljski škrjanec, kosec, veliki škurh) na Ljubljanskem barju, morda tudi v dolini Reke (kosec).
DKOP 9: Prepoved preusmeritve ali oranja trajnega travinja, opredeljenega kot okoljsko občutljivo trajno travinje, na območjih Natura 2000	poljski škrjanec kotorna podhujka bela štorklja kosec vrtni strnad črnočeli srakoper hribski škrjanec veliki škurh veliki skovik pisana penica	pomemben (+)	DKOP 9 je pomemben za talne travniške gnezdilke (npr. poljski in hribski škrjanec, kosec, veliki škurh) in vrste, ki na travnikih iščejo hrano (npr. bela štorklja, črnočeli srakoper, veliki skovik). Manjšanje deleža travnikov na te vrste vpliva negativno, vendar pa to velja predvsem za ekstenzivne do zmerno intenzivno rabljene travnike. OOTT v gorskem svetu naj bi preprečeval zaraščanje, kar bi lahko imelo pozitiven vpliv na kotorno.
PZR 3	poljski škrjanec kotorna kostanjevka podhujka bela štorklja kosec srednji detel vrtni strnad črnočeli srakoper hribski škrjanec	pomemben (+/-)	PZR 3 preprečuje zaraščanje z lesno vegetacijo in na ta način načeloma pozitivno vpliva na navedene travniške vrste ptic. Košnja enkrat na dve leti je za kosce, ki naseljujejo visoka šašja oziroma mozaik v preteklem letu košenih in nekošenih površin (Jančar *et al*. 2023), primernejša od vsakoletne košnje; to velja vsaj za Cerkniško jezero, Planinsko polje, mestoma pa tudi Ljubljansko barje in Nanoščico.

	veliki škurh veliki skovik triprsti detel pisana penica		Na kostanjevko ima zahteva PZR 3, da se površino pokosi vsako leto ali vsaj enkrat na dve leti, negativen vpliv, saj sloj PZR 3 pokriva tudi del njenih gnezdišč (trstišča z vodnimi okni) na Cerkniškem jezeru, ki so po rabi tal opredeljena kot travniki (koda 1300). Prepoved vzpostavljanja novih in obnavljanja obstoječih plantaž gozdnega drevja in hitro rastočih panjevcev ima verjetno pozitiven vpliv na srednjega in triprstega detla.
PZR 4	poljski škrjanec kotorna podhujka bela štorklja kosec srednji detel vrtni strnad črnočeli srakoper hribski škrjanec veliki škurh veliki skovik triprsti detel pisana penica	pomemben (+)	Prepoved mulčanja travnikov ali košnje, ki poškoduje travno rušo, ima na talne travniške gnezdilke in vrste, ki se hranijo na travnikih, pozitiven vpliv, saj mulčanje /poškodovanje travne ruše vodi v slabšanje kvalitete habitata teh vrst (razpadajoča pokošena biomasa gnoji tla, senči nizko rastoče rastline in otežuje kalitev oz. rast vzkaljenih rastlin, poškodovano rušo pogosto kolonizirajo tujerodne invazivne rastlinske vrste). Prepoved vzpostavljanja novih in obnavljanja obstoječih plantaž gozdnega drevja in hitro rastočih panjevcev ima verjetno pozitiven vpliv na srednjega in triprstega detla.

VIRI

Assandri G., Bogliani G., Pedrini P., Brambilla M. (2019): Toward the next Common Agricultural Policy reform: Determinants of avian communities in hay meadows reveal current policy's inadequacy for biodiversity conservation in grassland ecosystems. Journal of Applied Ecology 56 (3): 604-617.

Báldi A., Batáry P., Erdős S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. Agriculture, ecosystems and environment 108: 251-263.

Barba-Escoto L., Howison R.A., Fokkema R.W., Duriaux-Chavarría J.-Y., Stessens M., van der Velde E., Hooijmeijer J.C.E.W., Piersma T., Tittonell P.A. (2024): Are they even there? How agri-environment schemes investments reach their target species in Dutch dairy-farmland, the case of meadow birds. Global Ecology and Conservation 56: e03286.

Batáry P., Dicks L.V., Kleijn D., Sutherland, W.J. (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. Conservation Biology 29: 1006-1016.

Beecher N.A., Johnson R.J., Brandle J.R., Case R.M., Young L.J. (2002): Agroecology of Birds in Organic and Nonorganic Farmland. Conservation Biology 16: 1620-1631.

Bellebaum J., Koffijberg K. (2018): Present agri-environment measures in Europe are not sufficient for the conservation of a highly sensitive bird species, the Corncrake *Crex crex*. Agriculture, Ecosystems & Environment 257: 30–37.

Bengtsson J., Ahnström J., Weibull A.-C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Ecology 42: 261-269.

Beninde J., Hunke P. (2026): In-crop measures and fallows are most effective agri-environmental measures for the Eurasian skylark (*Alauda arvensis*) in Germany. Journal for Nature Conservation 94: 127395.

Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. (2003): Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18 (4): 182–188.

Boatman N.D., Brickle N.W., Hart J.D., Milsom T.P., Morris A.J., Murray A.W.A., Murray K.A., Robertson P.A. (2004): Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. Ibis 146 (Suppl. 2): 131–143.

Bullock J., Woodcock B., Herzon I., Pywell R. (2020): Biodiversity in intensive grasslands: is a compromise possible? Str. 384–393. V: Meeting the future demands for grassland production: Proceedings of the 28th General Meeting of the European Grassland Federation. Grassland Science in Europe, vol. 25, Wageningen Academic Publishers.

Busch M., Katzenberger J., Trautmann S., Gerlach B., Dröschmeister R., Sudfeldt C. (2020): Drivers of population change in common farmland birds in Germany. Bird Conservation International 30 (3): 335-354.

Calvi G., Campedelli T., Tellini Florenzano G., Rossi P. (2018): Evaluating the benefits of agri-environment schemes on farmland bird communities through a common species monitoring programme. A case study in northern Italy. Agricultural Systems 160: 60-69.

Chamberlain D.E., Siriwardena G.M. (2000): The effects of agricultural intensification on Skylarks (*Alauda arvensis*): Evidence from monitoring studies in Great Britain. Environmental Reviews 8: 95–113.

Chamberlain D.E., Wilson J.D., Fuller R.J. (1999): A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. Biological Conservation 88 (3): 307-320.

Donald P.F., Pisano G., Rayment M.D., Pain D.J. (2002): The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. Agriculture, ecosystems and environment 89: 167-179.

Evens R., Willems T., Crevecoeur J., Neyens T., Beenaerts N. (2022): Beheerovereenkomsten voor akkervogels tijdens het broedseizoen (broedplaats, voedsel en broedsucces). Onderzoeks- en monitoringsrapport. Centrum voor Milieukunde - Universiteit Hasselt, Diepenbeek.

Fuller R.J. (2000): Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. Str. 5-16. V: Aebischer N.J., Evans A.D., Grice P.V., Vickery J.A. (ur): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proceedings of the 1999 British Ornithologists' Union Spring Conference, University of Southampton, UK, 27-28 March 1999.

Fuller R.J., Norton LR., Feber R.E., Johnson P.J., Chamberlain D.E., Joys A.C., Mathews F., Stuart R.C., Townsend M.C., Manley W.J., Wolfe M.S., Macdonald D.W., Firbank L.G. (2005): Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. Biology Letters 1 (4): 431–434.

Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W.W., Emmerson M., Morales M.B., Ceryngier P., Liira J., Tscharntke T., Winqvist C., Eggers S., Bommarco R., Pärt T., Bretagnolle V., Plantegenest M., Clement L.W., Dennis C., Palmer C., Oñate J.J., Guerrero I., Hawro V., Aavik T., Thies C., Flohre A., Hänke S., Fischer C., Goedhart P.W., Inchausti P. (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic and Applied Ecology 11 (2): 97–105.

Goded S., Ekroos J., Domínguez J., Guitián J.A., Smith H.G. (2018): Effects of organic farming on bird diversity in North-West Spain. Agriculture, Ecosystems & Environment 257: 60-67.

Grondard N., Kleyheeg E., Hein L., Van Bussel L.G.J. (2023): Effects of Dutch agri-environmental field margins and bird plots on cropland birds. Agriculture, Ecosystems & Environment 349: 108430.

Hof A.R., Bright P.W. (2010): The impact of grassy field margins on macro–invertebrate abundance in adjacent arable fields. Agriculture, Ecosystems & Environment 139: 280–283.

Hološková A., Ridzoň J., Reif J. (2025): Using the EU's Common Agricultural Policy to improve the habitat for farmland birds in landscapes with excessively large arable fields: Buffer strips in Slovakia. Agriculture, Ecosystems & Environment 381: 109461.

Humann-Guilleminot S., Bailly A., Monceau K., Desbonnes M., Bretagnolle V., Moreau J. (2026): Field-based evidence of impaired sperm quality associated with conventional farming in two passerine birds. Ibis 168: 504-519.

Isenring R. (2010): Pesticides and the loss of biodiversity: How intensive pesticide use affects wildlife populations and species diversity. Pesticide Action Network Europe, London.

Jančar T., Stergaršek J., Kraševec R. (2023): Popisi kosca *Crex crex* na Cerkniškem jezeru v letu 2023 in analiza njegovega habitata. Notranjski regijski park, Cerknica. 45 str.

Kirk D.A., Martin A.E., Freemark Lindsay K.E. (2020): Organic farming benefits birds most in regions with more intensive agriculture. Journal of Applied Ecology 57: 1043–1055.

Kragten S., Tamis W.L.M., Gertenaar E., Midcap Ramiro S.M., van Der Poll J.R., Wang J., de Snoo G.R. (2011): Abundance of invertebrate prey for birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. Bird Conservation International 21 (1): 1-11.

Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J.F., Kerbiriou C. (2016): Effects of hedgerows on bats and bush crickets at different spatial scales. Acta Oecologica 71: 61–72.

Lemoine N., Bauer H.-G., Peintinger M., Böhning-Gaese K. (2007): Effects of Climate and Land-Use Change on Species Abundance in a Central European Bird Community. Conservation Biology 21: 495-503.

Manning A.D., Fischer J., Lindenmayer D.B. (2006): Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. Biological Conservation 132: 311–321.

Maskell L.C., Botham M., Henrys P., Jarvis S., Maxwell D., Robinson D.A., Rowland C.S., Siriwardena G., Smart S., Skates J., Tebbs E.J., Tordoff G.M., Emmett B.A. (2019): Exploring relationships between land use intensity, habitat heterogeneity and biodiversity to identify and monitor areas of High Nature Value farming. Biological Conservation 231: 30–38.

McKenzie A.J., Whittingham M.J. (2009): Why are birds more abundant on organic farms? Journal of Food, Agriculture & Environment 7 (2): 807-814.

Morelli F. (2013): Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. Ecological Engineering 57: 261–266.

Morris A.J., Wilson J.D., Whittingham M.J., Bradbury R.B. (2005): Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). Agriculture, Ecosystems & Environment 106: 1–16.

Müller W., Glauser C., Sattler T., Schifferli L. (2009): The effect of measures for the Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in Switzerland and recommendations for its conservation. Der Ornithologische Beobachter 106 (3): 327–350.

Newton I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. Ibis 146: 579-600.

O'Brien M., Green R.E., Wilson J. (2006): Partial recovery of the population of Corncrakes *Crex crex* in Britain, 1993–2004. Bird Study 53 (3): 213–224.

Princé K., Moussus J.-P., Jiguet F. (2012): Mixed effectiveness of French agri-environment schemes for nationwide farmland bird conservation. Agriculture, Ecosystems & Environment 149: 74-79.

Redhead J.W., Hinsley S.A., Botham M.S., Broughton R.K., Freeman S.N., Bellamy P.E., Siriwar dena G., Randle Z., Nowakowski M., Heard M.S., Pywell R.F. (2022): The effects of a decade of agri-environment intervention in a lowland farm landscape on population trends of birds and butterflies. Journal of Applied Ecology 59: 2486–2496.

Reif J., Vermouzek Z. (2019): Collapse of farmland bird populations in an Eastern European country following its EU accession. Conservation Letters 12 (1): e12585.

Reif J., Gamero A., Hološková A., Aunins A., Chodkiewicz T., Hristov I., Kurlavičius P., Leivits M., Szép T., Voříšek P. (2024): Accelerated farmland bird population declines in European countries after their recent EU accession. Science of The Total Environment 946: 174281.

Rigal S., Dakosa V., Alonso H., Auniņš A., Benkő Z., Brotonsf L., Chodkiewicz T., Chylarecki P., de Carlil E., del Moral J. C., Domșa C., Escandell V., Fontaine B., Foppen R., Gregory R., Harriss S., Herrando S., Husby M., Ieronymidou Ch., Jiguet F., Kennedy J., Klvaňová A., Kmecl P., Kuczyński L., Kurlavičius P., Kålås J. A., Lehikoinen A., Lindström Å., Lorrillièr R., Moshøj Ch., Nellis R., Noble D., Palm Eskildsen D., Paquet J.-Y., Pelissié M., Pladevall C., Portolou D., Reif J., Schmid H., Seaman B., Szabo Z. D., Szép T., Tellini Florenzano G., Teufelbauer N., Trautmann S., van Turnhout Ch., Vermouzek Z., Vikstrøm T., Voříšek P., Weiserbs A., Devictor V. (2023): Farmland practices are driving bird population decline across Europe. PNAS 120 (21): e2216573120.

Roilo S., Engler J.O., Václavík T., Cord A.F. (2023): Landscape-Level Heterogeneity of Agri-Environment Measures Improves Habitat Suitability for Farmland Birds. Ecological Applications 33 (1): e2720.

Schäffer N., Koffijberg K. (2004): Corncrake (*Crex crex*). BWP Update 6 (1/2): 55–76.

Schifferli L. (2000): Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. Str. 17-25. V: Aebischer N.J., Evans A.D., Grice P.V., Vickery J.A. (ur): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proceedings of the 1999 British Ornithologists' Union Spring Conference, University of Southampton, UK, 27-28 March 1999.

Sharps E., Hawkes R.W., Bladon A.J., Buckingham D.L., Border J., Morris A.J., Grice P.V., Peac h W.J. (2023): Reversing declines in farmland birds: How much agri-environment provision is needed at farm and landscape scales? Journal of Applied Ecology 60: 568–580.

Sheldon R., Bolton M., Gillings S., Wilson A. (2004): Conservation management of Lapwing *Vanellus vanellus* on lowland arable farmland in the UK. Ibis 146 (Suppl. 2): 41–49.

Staggenborg J., Anthes N. (2022): Long-term fallows rate best among agri-environment scheme effects on farmland birds—A meta-analysis. Conservation Letters 15: e12904.

Šumrada T., Kmecl P., Erjavec E. (2021): Do the EU's Common agricultural policy funds negatively affect the diversity of farmland birds? Evidence from Slovenia. Agriculture Ecosystems & Environment 306: 107200.

Uchida K., Ushimaru A. (2014): Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: Patterns and mechanisms. Ecological Monographs 84 (4): 637–658.

Uhl H., Frühauf J., Krieg H., Rubenser H., Schmalz A. (2008): Heidelerche im Mühlviertel. Erhebung der Brutvorkommen und Artenschutzprojekt 2007. Projektbericht zum ÖPUL-Blauflächenprojekt des Landes Oberösterreiches für die Heidelerche. BirdLife Österreich, Wien.

van Buskirk J., Willi Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. Conservation Biology 18 (4): 987–994.

Vickery J., Arlettaz R. (2012): The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. Str. 177-204. V: Fuller R. (ur.): Birds and habitat: Relationships in changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.

Wakeham-Dawson A., Smith K.W. (2000): Birds and lowland grassland management practices in the UK: an overview. Str. 77-88. V: Aebischer N.J., Evans A.D., Grice P.V., Vickery J.A. (ur): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proceedings of the 1999 British Ornithologists' Union Spring Conference, University of Southampton, UK, 27-28 March 1999.

Wolnicki K., Lesiński G., Rembiałkowska E. (2009): Birds inhabiting organic and conventional farms in Central Poland. Acta Zoologica Cracoviensia - Series A: Vertebrata 52 (1-2): 1-10.

Wrbka T., Schindler S., Pollheimer M., Schmitzberger I., Peterseil J. (2008): Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on diversity of landscapes, plants and birds. Community ecology 9 (2): 217-227.

POLJSKI ŠKRJANEC *Alauda arvensis*

POVZETEK

V letu 2026 smo na desetih transektih na SPA Ljubljansko barje popisali 30 parov poljskih škrjancev. Največ, 12, smo jih zabeležili na transektu 3 (ob Ižanski cesti), na štirih transektih pa jih nismo zaznali v nobenem popisu. Trend vrste na Ljubljanskem barju je strm upad za obdobje 2021-2026.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis je bil izveden v skladu z metodo iz poročila monitoringa za leto 2021, ko je bila vrsta popisana prvič (Blažič 2021).

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popisi so bili izvedeni v skladu s predvideno sezono (20. 3. - 20. 5.).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

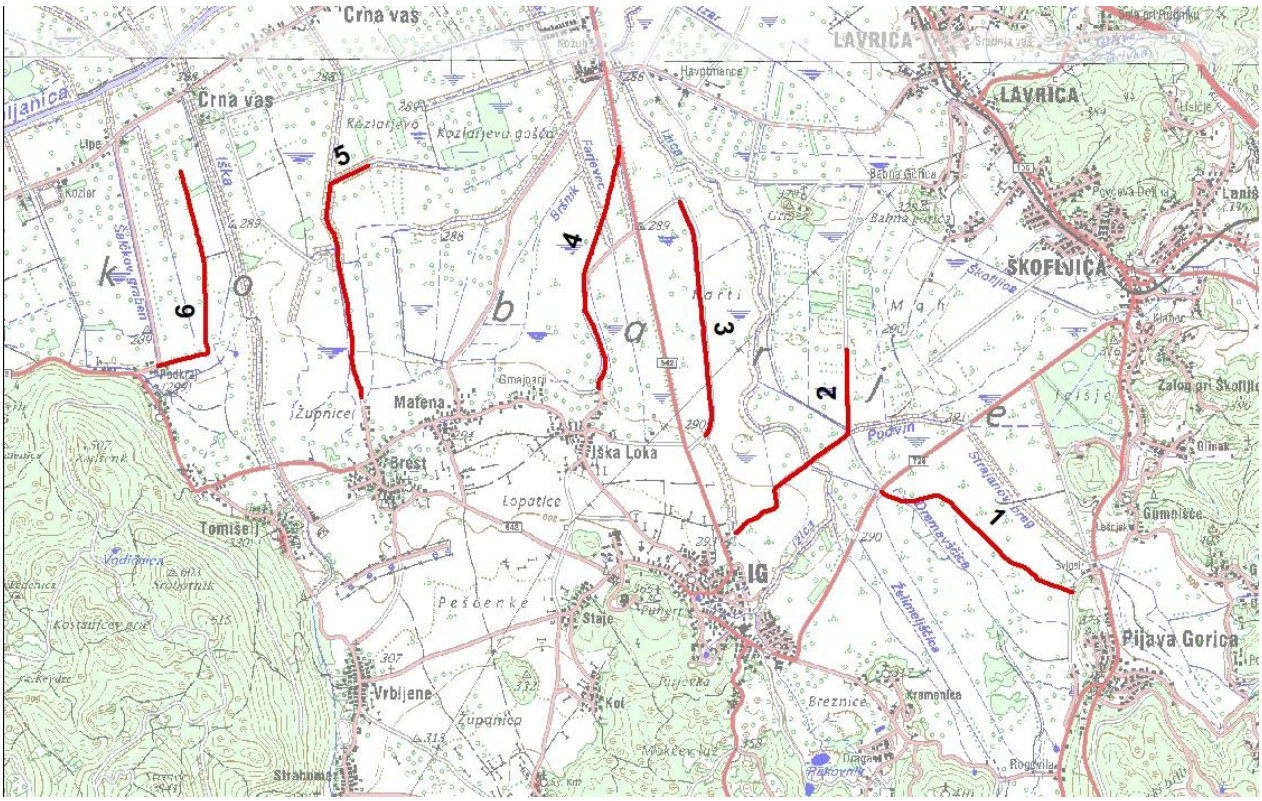
10 / 10

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

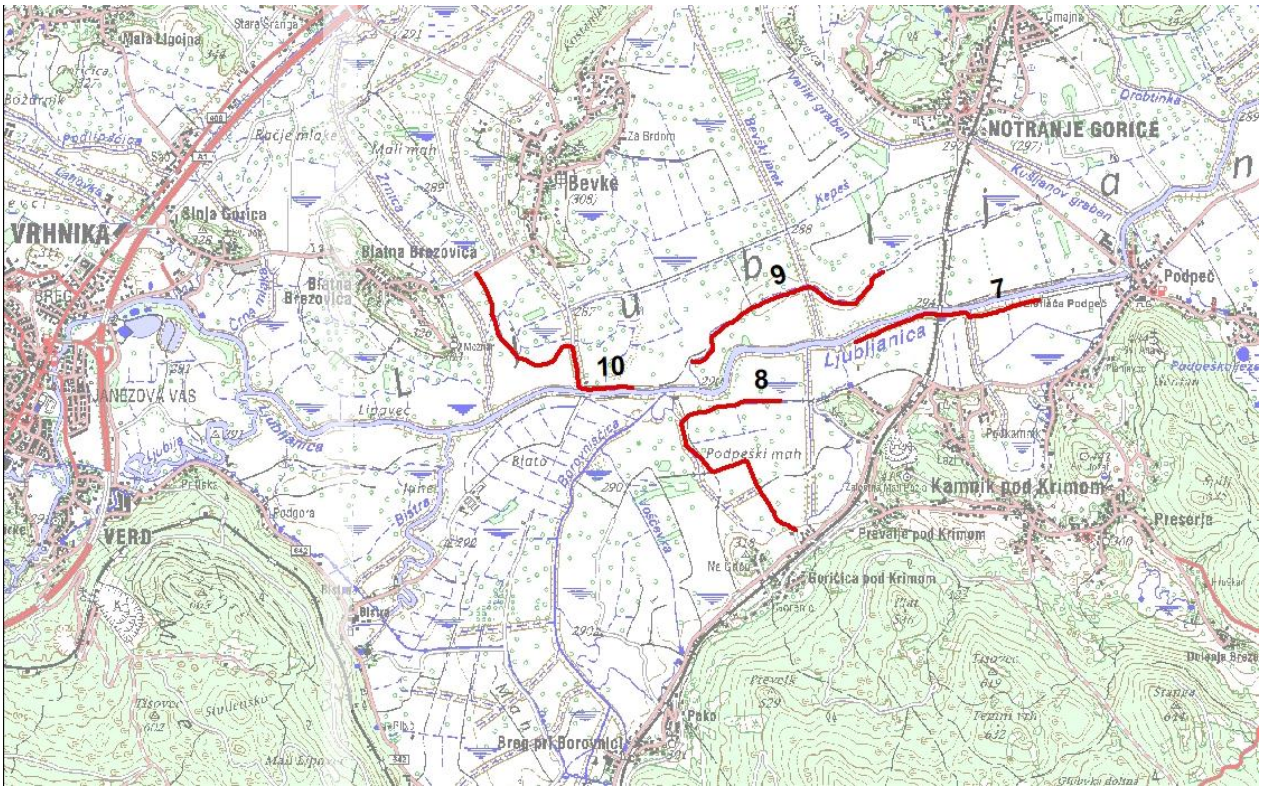
10 / 11

POPISNO OBMOČJE 2026:

Poljskega škrjanca smo v gnezditveni sezoni 2026 popisali na desetih transektih na SPA Ljubljansko barje (sliki 1 in 2).



Slika 1: Transekti za poljskega škrjanca na vzhodnem delu SPA Ljubljansko barje

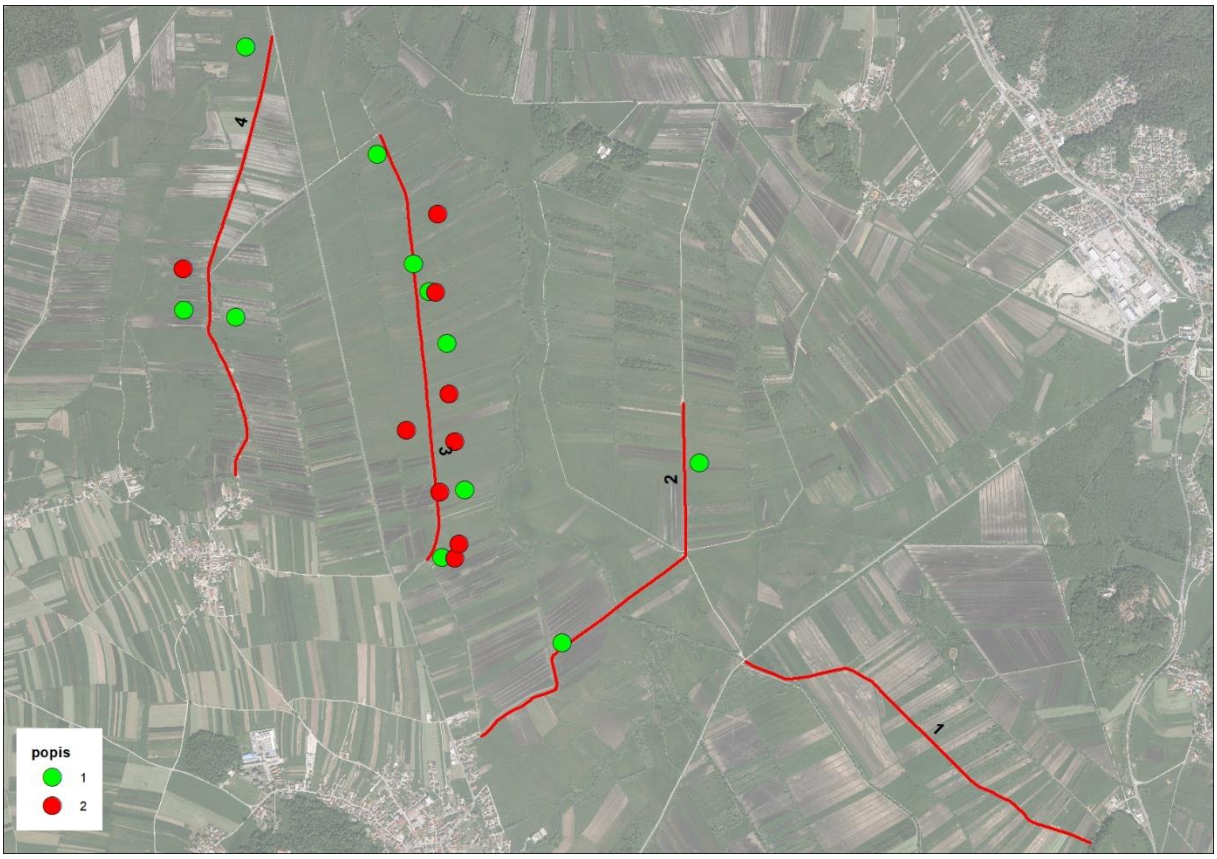


Slika 2: Transekti za poljskega škrjanca na zahodnem delu SPA Ljubljansko barje

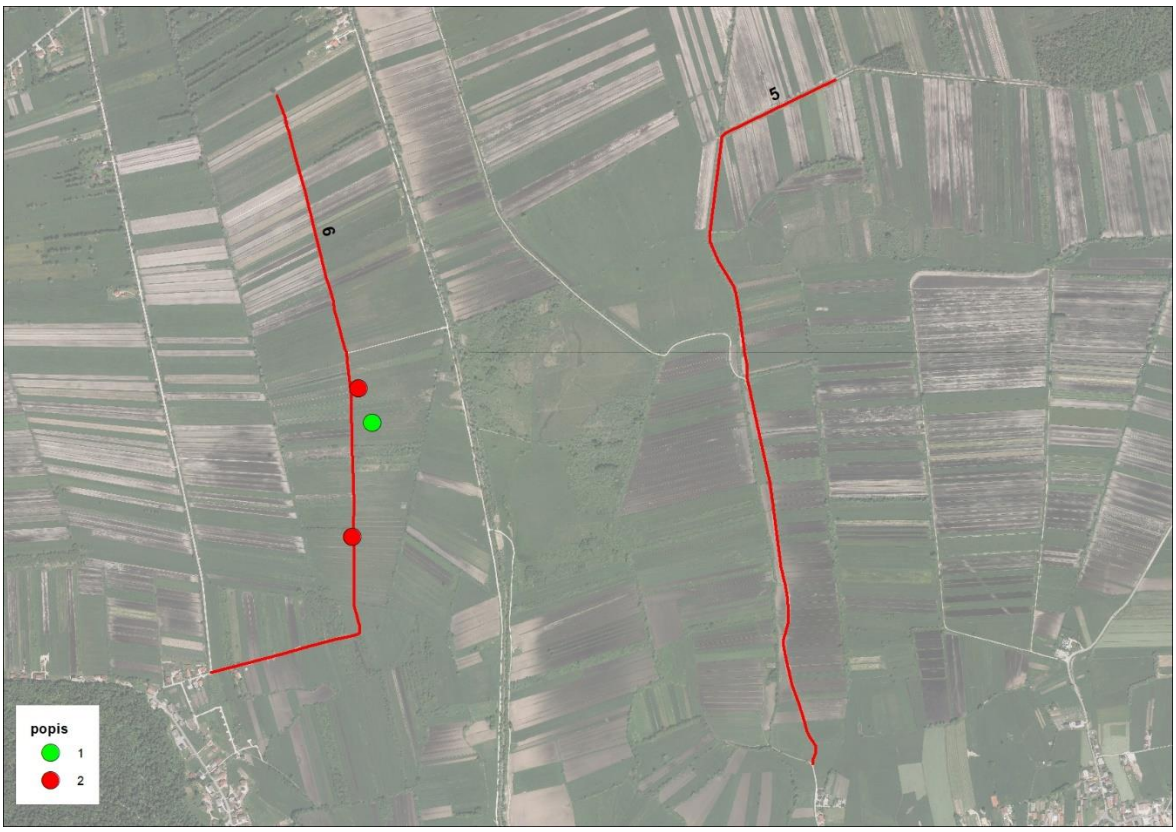
REZULTATI

Rezultat popisa vrste

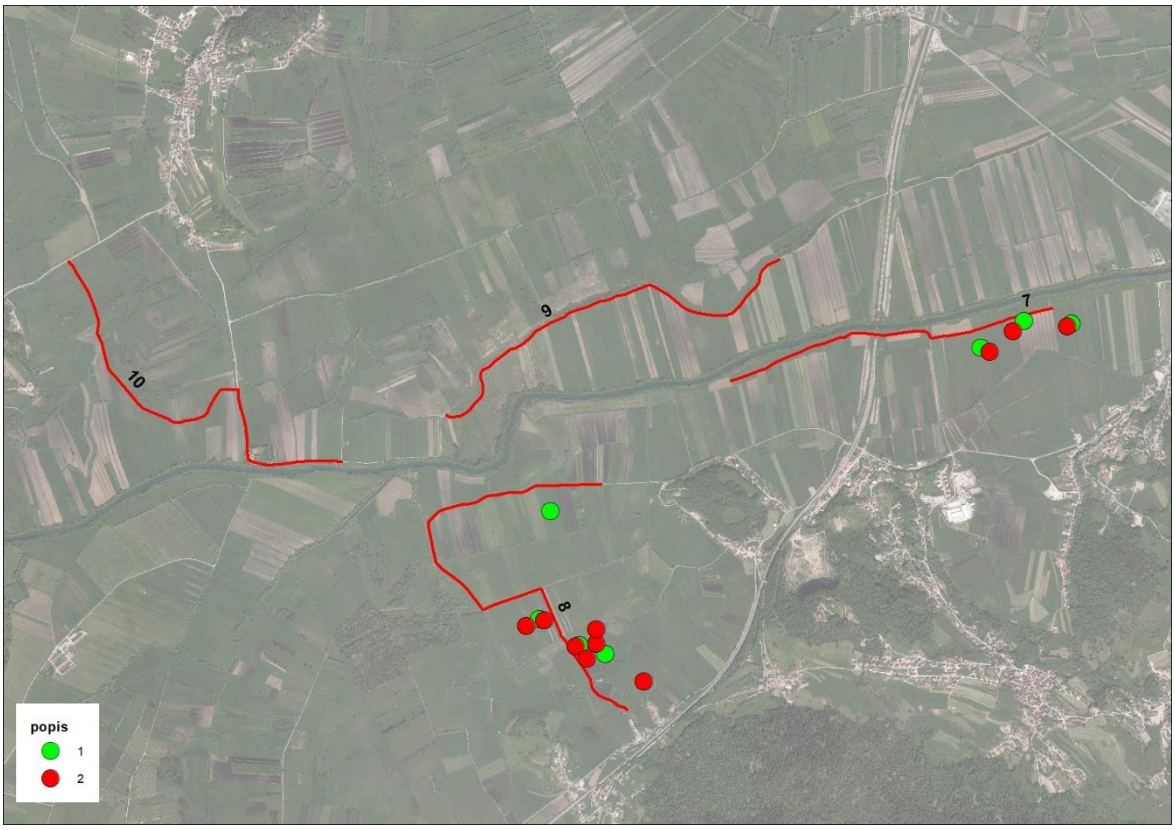
V prvem popisu smo na desetih transektih na SPA Ljubljansko barje zabeležili 19 parov, v drugem pa 21 parov poljskih škrjancev. Največ smo jih v obeh popisih prešteli na transektu 3 (ob Ižanski cesti), medtem ko jih na transektih 1 (Ig - Škofljica), 5 (med Brestom in Kozlarjevim), 9 (med Notranjimi Goricami in Bervkami) in 10 (med Blatno Brezovico in Bevkami) nismo zaznali. Prostorsko razporeditev popisanih poljskih škrjancev v obeh popisih na SPA Ljubljansko barje prikazujejo slike 3-5.



Slika 3: Rezultat popisa poljskega škrjanca na SPA Ljubljansko barje v letu 2026 – transekti 1-4 (surovi neinterpretirani podatki)



Slika 4: Rezultat popisa poljskega škrjanca na SPA Ljubljansko barje v letu 2026 – transekta 5 in 6 (surovi neinterpretirani podatki)



Slika 5: Rezultat popisa poljskega škrjanca na SPA Ljubljansko barje v letu 2026 – transekti 7-10 (surovi neinterpretirani podatki)

Skupaj smo na 10 transektih na SPA Ljubljansko barje v letu 2026 prešteli 30 parov poljskih škrjancev. Število je bilo ocenjeno na osnovi interpretacije opazovanj na popisnih transektih. Tabela 1 prikazuje število zabeleženih parov na posameznem transektu v posameznem popisu in interpretirano število parov na posameznih popisnih transektih (skladno s protokolom v Blažič 2021). Primerjava z interpretiranimi rezultati štetja iz obdobja 2021-2025 je v tabeli 2.

Tabela 1: Rezultati štetja poljskega škrjanca na SPA Ljubljansko barje v letu 2026. Navedeno je število parov, zabeleženih na posameznem popisnem transektu v posameznem popisu, in interpretirano število parov na posameznem popisnem transektu.

Popisni transekt	1. popis	2. popis	Interpretirano št. parov
1	0	0	**0**
2	2	0	**2**
3	6	8	**12**
4	3	1	**3**
5	0	0	**0**
6	1	2	**2**
7	3	3	**3**
8	4	7	**8**
9	0	0	**0**
10	0	0	**0**
Skupaj	**19**	**21**	**30**

Tabela 2: Primerjava interpretiranih rezultatov štetja poljskega škrjanca na SPA Ljubljansko barje v letih 2021-2026

Popisni transekt	2021	2022	2023	2024	2025	2026
1	1	2	0	0	0	0
2	6	5	6	4	3	2
3	16	11	10	6	9	12
4	3	4	2	3	2	3
5	0	0	0	0	0	0
6	6	3	6	4	6	2
7	9	5	6	6	4	3
8	8	8	11	11	7	8
9	8	5	8	2	2	0
10	1	0	0	0	0	0
Skupaj	**58**	**43**	**49**	**36**	**33**	**30**

Trend vrste

Trend na SPA Ljubljansko barje za obdobje 2021-2026 je strm upad (skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE znaša 0.8819 $\pm$ 0.0300).

Ocena in številčnost vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti poljskega škrjanca za obdobje 2024-2026 **na popisnem območju** (10 transektov na SPA Ljubljansko barje) je predstavljena v tabeli 2 zgoraj (30-36 parov).

Ocene številčnosti poljskega škrjanca **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska, so predstavljene v tabeli 3. Za Kras in Snežnik - Pivka, kjer monitoring vrste ne poteka, je velikost populacije izračunana glede na oceno iz revizije IBA (Denac *et al*. 2011), korigirano z indeksom, izračunanim na podlagi popisov pogostih ptic kmetijske krajine v obdobju 2008-2025 (Bordjan *et al*. 2025). Za Ljubljansko barje je bila ocena iz Blažič *et al.* (2022) korigirana s trendom, izračunanim za pričujoče poročilo monitoringa. Za Cerkniško jezero je ocena narejena na podlagi transektnih popisov za projekt LIFE Stržen (Kmecl *et al*. 2021).

Tabela 3: Populacijske ocene za poljskega škrjanca na SPA v obdobju 2024-2026

SPA	Populacijska ocena	Vir za oceno
Cerkniško jezero	360-370 parov	Kmecl *et al.* 2021
Kras	870-1100 parov	Denac *et al*. 2011, trend SIPKK 2008-2025 (Bordjan *et al.* 2025)
Ljubljansko barje	55-70 parov	Blažič *et al*. 2022, trend 2021-2026 (to delo)
Snežnik - Pivka	180-370 parov	Denac *et al*. 2011, trend SIPKK 2008-2025 (Bordjan *et al.* 2025)

Ocena številčnosti poljskega škrjanca **v Sloveniji** je povzeta po zadnjem poročilu po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024 (https://zrsvn-varstvonarave.si/informacije-za-uporabnike/katalog-informacij-javnega-znacaja/, 5. 8. 2026) in znaša **4500-8200 parov**.

DISKUSIJA

Ekologija poljskega škrjanca v Evropi je podrobneje predstavljena v Blažič (2021). Na Ljubljanskem barju se poljski škrjanec v gnezditvenem času pojavlja na ekstenzivnih travnikih na jugozahodnem delu (v trikotniku Bistra – Borovnica - Podpeč) ter na območju med Igom in Ljubljano. Lokalno naseljuje tudi pašnike in bolj intenzivne travnike, medtem ko se nekošenim ter zaraščajočim se površinam izogiba. Ponekod (npr. na Iškem vršaju, ki sicer leži izven SPA Ljubljansko barje) v večjem številu gnezdi tudi na njivah, pri čemer izbira predvsem tiste, ki niso zasejane s koruzo. Zaradi vezanosti na odprto krajino je zelo redek na severnem delu Barja, kjer prevladujejo površine, zaraščene z grmovjem in drevesi (lastni podatki DOPPS, Tome *et al*. 2005, Vukelič 2009).
V Sloveniji je poljski škrjanec v obdobju 2008-2025 doživel strm populacijski upad, in sicer se je številčnost njegove populacije v kmetijski krajini zmanjšala za 71,6 % (Bordjan *et al*. 2025). Na Ljubljanskem barju, kjer je v začetku devetdesetih let prejšnjega stoletja veljal za zelo pogostega gnezdilca, njegova populacija pa je bila ocenjena na 1485-1782 parov (Tome *et al*. 2005), je v treh desetletjih (1991-2021) upadel za več kot 90 % (Blažič *et al*. 2022). Letos je bilo na 10 transektih na Ljubljanskem barju preštetih najmanj parov doslej - zgolj 51,7 % števila iz prvega leta štetja (2021). Upad je bil očitno tolikšen, da je trend po zgolj šestih letih štetja že statistično značilen strm upad.
Glede na ekološke zahteve poljskega škrjanca je med poglavitnimi vzroki za upad barjanske populacije najverjetneje izginjanje vlažnih ekstenzivnih travnikov na račun intenziviranja in spreminjanja v njive ali pašnike. Jančar (2018) navaja, da je bilo na območju, ki zajema večino

prve varstvene cone Barja, leta 2017 do okoli 15. junija košenih ali pašenih 51 %, leta 2015 pa celo 67 % travnikov. Hkrati naj bi bilo na istem območju v obdobju 2014-2017 preoranih najmanj 120 ha pravih trajnih travnikov. Primerjava kartiranj habitatnih tipov iz obdobja 1999-2003 in leta 2014 je prav tako pokazala, da se je v osrednjem delu Barja, ki je bil popisan obakrat, obseg mokrotnih travnikov z modro stožko (Natura 2000 habitatni tip s kodo 6410) zmanjšal za več kot 90 % (Trčak & Erjavec 2014). Gre za travnike, ki so zaradi nizke in pozno odganjajoče vegetacije še posebej primerni za poljskega škrjanca. Pomembno grožnjo vrsti na Ljubljanskem barju predstavlja tudi širjenje njivskih površin z zanj neprimernimi kulturnimi rastlinami, predvsem koruzo. Ta je denimo leta 2017 v večjem delu prve varstvene cone predstavljala najpogosteje sejano kulturo in je pokrivala dobre tri četrtine vseh njiv. Vsa ostala žita so medtem dosegala 13,4 %, trava (skupaj z deteljo in travno-deteljnimi mešanicami) pa le 3,4 % (Jančar 2018). Njive z žiti ter travno-deteljnimi mešanicami so v Evropi priljubljeno gnezdišče poljskega škrjanca (Chamberlain *et al*. 2000, Donald *et al*. 2001, Eraud & Boutin 2002), medtem ko se visokim kulturam, npr. koruzi, izogiba (Chamberlain & Crick 1999, Chamberlain & Siriwardena 2000, Chamberlain *et al.* 2000). Tuji znanstveniki so dokazali, da so gnezditvena gostota, gnezditveni uspeh, telesna kondicija speljanih mladičev in/ali število poskusov gnezdenja poljskega škrjanca v sezoni večji na njivah z ustreznimi kulturami, na katerih so zaplate neposejanih tal kot na konvencionalno zasejanih njivah (Odderskær *et al*. 1997, Morris *et al.* 2004, Fischer *et al*. 2009, Schmidt *et al*. 2017). V ta namen je bil v Strateški načrt skupne kmetijske politike, ki je pričel veljati z letom 2023, uvrščena ekoshema »Zaplate neposejanih tal za poljskega škrjanca« (https://skp.si/skupna-kmetijska-politika-2023-2027, dne 14. 8. 2023). Ukrep je mogoče vpisati na šestih območjih v Sloveniji, kjer se nahaja večina nacionalne populacije, ki gnezdi (pretežno ali izključno) na njivah: Dravsko – Ptujsko polje, Ljubljansko barje, Ljubljanska kotlina, Murska ravan, Krško – Brežiško polje in vzhodni del Goričkega. V letu 2025 je bila na Krško - Brežiškem polju narejena raziskava v sklopu magistrske naloge (Denac 2025), s katero je avtor skušal ovrednotiti vpliv zaplat na poljskega škrjanca in druge vrste kmetijske krajine. Rezultati so izkazali, da imajo zaplate verjetno pozitiven vpliv na širšo biodiverziteto kmetijske krajine (poleg poljskega škrjanca na primer tudi na rumeno pastirico in poljskega zajca). Številčnost poljskih škrjancev je bila v pozitivni korelaciji s številom zaplat v polmeru 100 m od popisnih točk, škrjanci pa so preferirali zaplate z nizko vegetacijo. Hkrati se je tudi izkazalo, da zaplate same po sebi najverjetneje niso dovolj za preobrnitev negativnih populacijskih trendov, temveč bi bilo poleg tega treba tudi ohranjati obstoječa travišča (oziroma jih obnoviti, če so izginila).

Poleg izginjanja in intenzifikacije travnikov ter gojenja za poljskega škrjanca neustreznih kultur je ponekod na Barju zaskrbljujoče tudi širjenje invazivnih tujerodnih vrst zlatih rozg (*Solidago* sp.). Slednje se v večjem številu razraščajo lokalno, na neredno in pozno košenih travnikih in imajo lahko zelo negativen vpliv na diverziteto ptic v kmetijski krajini. Raziskava z juga Poljske je namreč pokazala, da se določene travniške vrste ptic, med njimi tudi poljski škrjanec, travnikom s sestoji tujerodnih zlatih rozg izogibajo (Skórka *et al*. 2010).

V tabeli 4 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na poljskega škrjanca, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
gojenje ozimnih namesto jarih žit	zelo pomemben (-)	Chamberlain & Crick 1999, Chamberlain & Siriwardena 2000, Chamberlain *et al.* 2000, BirdLife International 2018
gojenje za vrsto neustreznih kultur, ki so visoke in/ali hitrorastoče (npr. koruza, sončnice, oljna repica)	zelo pomemben (-)	Chamberlain & Crick 1999, Chamberlain & Siriwardena 2000, Chamberlain *et al.* 2000, Koleček *et al.* 2015, Csikós & Szilassi 2020
monokulture, velike njivske parcele z majhno raznolikostjo poljščin	zelo pomemben (-)	Jenny 1990, Wilson *et al.* 1997, Kerček 2016, Püttmanns *et al.* 2022
premena travnikov v njive	zelo pomemben (-)	BirdLife International 2018
intenzifikacija travnikov (gnojenje, pogoste košnje)	zelo pomemben (-)	Copland *et al*. 2012, Koleček *et al.* 2015, Kuiper *et al.* 2015, BirdLife International 2018
uporaba pesticidov	pomemben (-)	Wilson *et al.* 1997, Kuiper *et al.* 2015, BirdLife International 2018
paša	pomemben (intenzivna paša -, ekstenzivna paša +)	Wilson *et al.* 1997, Kmecl & Denac 2018
lov	pomemben (-)	BirdLife International 2018, Hirschfeld *et al.* 2019 V Sloveniji je vrsta zavarovana in jo je prepovedano loviti, vendar pa je verjetno določen delež osebkov, ki gnezdijo v Sloveniji, ustreljen na selitvi.
tujerodne invazivne rastlinske vrste	lokalno pomemben (-)	Skórka *et al*. 2010
opuščanje kmetijstva in posledično zaraščanje z lesno vegetacijo	pomemben (-)	Kmecl & Denac 2018
SOPO INP08.08 Zaplate neposejanih tal za poljskega škrjanca	pomemben (+)	Odderskær *et al*. 1997, Morris *et al.* 2004, Fischer *et al*. 2009, Schmidt *et al*. 2017, Denac 2025
SOPO INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijska praksa »praha«	pomemben (+)	Wilson *et al.* 1997, Chamberlain & Siriwardena 2000, Chamberlain *et al*. 2000, Donald *et al*. 2001, Toepfer & Stubbe 2001, Eraud & Boutin 2002
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati, BK.2 Travišči habitati metuljev, BK.3 Steljniki, BK.4 Mokrotni travišči habitati, BK.6 Suhi kraški travniki in pašniki, BK.14 Habitati ptic vlažnih ekstenzivnih travnikov IRP23 Habitatni tipi in vrste na območjih Natura 2000 (HTV_N2000) - HTV.1	lokalno pomemben (+/-)	V primeru ukrepa MET, ki dovoljuje prvo košnjo do 15. 6., je vpliv na prva legla negativen, omogoča pa uspešno speljavo kasnejših legel, obratno je pri ukrepu HAB (in morebiti tudi ukrepu HABM), kjer so datumi dovoljene prve košnje (večinoma) ustrezni za varstvo prvih, ne pa tudi kasnejših legel. Vrednotenje omenjenih ukrepov za vrsto ne obstaja, vendar o praviloma pozitivnem pomenu ekstenzivnega travinja lahko sklepamo glede na

		tuje vire, npr. Erdős *et al*. 2009, Copland *et al*. 2012, Csikós & Szilassi 2021, Tirozzi *et al*. 2024
KOPOP BK.11 Obvladovanje invazivnih tujerodnih rastlinskih vrst	lokalno pomemben (+)	vrednotenje tega ukrepa ne obstaja, vendar je najverjetneje vsaj lokalno pomemben glede na tuje vire, npr. Skórka *et al*. 2010
SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje; IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij - vzpostavitev ekstenzivnih pašnikov	potencialno lokalno pomemben (+)	vrednotenje teh ukrepov za vrsto ne obstaja; potencialno bi lahko bili pomembni na območjih, ki se zaraščajo z lesno vegetacijo
SOPO INP08.02 Tradicionalna raba travinja	potencialno lokalno pomemben (+)	vrednotenje te SOPO za vrsto ne obstaja; potencialno bi manjkrat košene površine lahko pozitivno vplivale na preživetje legel poljskega škrjanca

VIRI

BirdLife International (2018): Species factsheet: Eurasian Skylark *Alauda arvensis*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/eurasian-skylark-alauda-arvensis, 29. 7. 2026.

Blažič B. (2021): Poljski škrjanec *Alauda arvensis*. Str. 10-24. V: Denac K., Blažič B., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2021. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Blažič B., Denac K., Pršin T., Vaupotič A., Bombek D. (2022): Poročilo popisov pribe (*Vanellus vanellus*) in poljskega škrjanca (*Alauda arvensis*) v letu 2021 – projekt EIP VIVEK. Naložbo delno financirata Evropska unija iz Evropskega kmetijskega sklada za razvoj podeželja in Republika Slovenija iz podukrepa 16.5. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D., Gamser M., Scridel D. (2025): Monitoring splošno razširjenih vrst ptic za določitev slovenskega indeksa ptic kmetijske krajine – delno poročilo za leto 2025. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Chamberlain E. E., Crick H. P. Q. (1999): Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. Ibis 141: 38–51.

Chamberlain D. E., Siriwardena G. M. (2000): The effects of agricultural intensification on Skylarks (*Alauda arvensis*): Evidence from monitoring studies in Great Britain. Environmental Reviews 8: 95–113.

Chamberlain D. E., Vickery J. A., Goug S. (2000): Spatial and temporal distribution of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. Ardea 88 (1): 61–73.

Copland A. S., Crowe O., Wilson M. W., O'Halloran J. (2012): Habitat associations of Eurasian Skylarks *Alauda arvensis* breeding on Irish farmland and implications for agri-environment planning. Bird Study 59: 155–165.

Csikós N., Szilassi P. (2020): Impact of Energy Landscapes on the Abundance of Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*), an Example from North Germany. *Sustainability 12* (2): 664.

Csikós N., Szilassi P. (2021): Investigation the relation between the recent land cover and the Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) population changes in European scale. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 16 (2): 361–372.

Denac M. (2025): Evaluating the conservation effects of Skylark plots on threatened farmland birds in SE Slovenia. Magistrsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.

Denac K., Mihelič T., Božič L., Kmecl P., Jančar T., Figelj J., Rubinić B. (2011): Strokovni predlog za revizijo posebnih območij varstva (SPA) z uporabo najnovejših kriterijev za določitev mednarodno pomembnih območij za ptice (IBA). Končno poročilo (dopolnjena verzija). Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Donald P. F., Evans A. D., Buckingham D. L., Muirhead L. B., Wilson J. D. (2001): Factors affecting the territory distribution of Skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. Bird Study 48 (3): 271–278.

Eraud C., Boutin J.-M. (2002): Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. Bird Study 49: 287–296.

Erdős S., Báldi A., Batáry P. (2009): Nest-site selection and breeding ecology of Sky Larks *Alauda arvensis* in Hungarian farmland. Bird Study 56: 259–263.

Fischer J., Jenny M., Jenni L. (2009): Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. Bird Study 56 (1): 34–42.

Hirschfeld A., Attard G., Scott L. (2019): Bird hunting in Europe: an analysis of bag figures and the potential impact on the conservation of threatened species. British Birds 112: 153–166.

Jančar T. (2018): Popis pokošenosti na Ljubljanskem barju 2017 - popis rabe kmetijskih zemljišč s poudarkom na datumu košnje. Poročilo. DOPPS, Ljubljana.

Jenny M. (1990): Nahrungsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. Der Ornithologische Beobachter 87: 31-53.

Kerček M. (2016): Izbira gnezditvenega habitata poljskega *Alauda arvensis* Linnaeus, 1758 in čopastega škrjanca *Galerida cristata* (Linnaeus, 1758) na Dravskem polju. Magistrska naloga. Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, Oddelek za biologijo.

Kmecl P., Denac K. (2018): The effects of forest succession and grazing intensity on bird diversity and the conservation value of a Northern Adriatic karstic landscape. Biodiversity and Conservation 27 (8): 2003-2020.

Kmecl P., Denac K., Gamser M., Ploj A. (2021): Poročilo o stanju ptic in njihovih habitatov na Cerkniškem jezeru v letu 2020. Projekt LIFE Stržen (LIFE16NAT/SI/000708). DOPPS, Ljubljana.

Koleček J., Reif J., Weidinger K. (2015): The abundance of a farmland specialist bird, the Skylark, in three European regions with contrasting agricultural management. Agriculture, Ecosystems & Environment 212: 30–37.

Kuiper M. W., Ottens H. J., van Ruijven J., Koks B. J., de Snoo G. R., Berendse F. (2015): Effects of breeding habitat and field margins on the reproductive performance of Skylarks (*Alauda arvensis*) on intensive farmland. Journal of Ornithology 156: 557–568.

Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (ur.) (2019): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana.

Morris A. J., Holland J. M., Smith B., Jones N. E. (2004): Sustainable Arable Farming For an Improved Environment (SAFFIE): managing winter wheat sward structure for Skylarks *Alauda arvensis*. Ibis 146 (Suppl. 2): 155–162.

Odderskær P., Prang A., Poulsen J. G., Andersen P. N., Elmegaard N. (1997): Skylark (*Alauda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. Agriculture, Ecosystems and Environment 62: 21–29.

Püttmanns M., Böttges L., Filla T., Lehmann F., Martens A.S., Siegel F., Sippel A., von Bassi M., Balkenhol N., Waltert M., Gottschalk E. (2022): Habitat use and foraging parameters of breeding Skylarks indicate no seasonal decrease in food availability in heterogeneous farmland. Ecology and Evolution 12: e8461.

Schmidt J.-U., Eilers A., Schimkat M., Krause-Heiber J. Timm A., Nachtigall W., Kleber A. (2017): Effect of Sky Lark plots and additional tramlines on territory densities of the Sky Lark *Alauda arvensis* in an intensively managed agricultural landscape. Bird Study 64 (1): 1–11.

Skórka P., Lenda M., Tryjanowski P. (2010): Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. Biological Conservation 143: 856–861.

Tirozzi P., Orioli V., Dondina O., Bani L. (2024): Connection between ecological niche changes and population trends in the Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) breeding in lowland and mountain areas of Southern Europe. Ibis 166: 1311-1328.

Tome D., Sovinc A., Trontelj P. (2005): Ptice Ljubljanskega barja. Monografija DOPPS št. 3. DOPPS, Ljubljana.

Toepfer S., Stubbe M. (2001): Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. Journal für Ornithologie 142: 184–194.

Trčak B., Erjavec D. (2014): Kartiranje in naravovarstveno vrednotenje habitatnih tipov v Krajinskem parku Ljubljansko barje – izbrana območja. Končno poročilo. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju.

Vukelič E. (2009): Vpliv načinov gospodarjenja s travišči na ptice gnezdilke Ljubljanskega barja (osrednja Slovenija). Acrocephalus 30 (140): 3–15.

Wilson J.D., Evans J., Browne S.J., King J.R. (1997): Territory Distribution and Breeding Success of Skylarks *Alauda arvensis* on Organic and Intensive Farmland in Southern England. Journal of Applied Ecology 34 (6): 1462-1478.

VODOMEC *Alcedo atthis*

POVZETEK

Leta 2026 smo v popisu vrste na matični strugi Mure prešteli 17–21 parov, na Dravinji 6–7 parov, na spodnjem toku Krke (nizvodno od Novega mesta) pa 16 parov vodomcev. Zabeleženo število gnezdečih parov na Muri in Dravinji je bilo med najmanjšimi doslej v obdobju 2008–2026, saj zaostaja le za dvema doslej opravljenima popisoma (2010 in 2012). Kljub temu pa je bila razširjenost vrste v splošnem na obeh območjih podobna kot v predhodnih popisih. Bistvena razlika je torej v linearni gostoti vodomca vzdolž rečne struge, ki je bila tokrat občutno manjša, najbolj izrazito na nizvodni polovici notranje in na celotni spodnji Muri. Vzrok za majhno splošno gnezditveno gostoto vodomca v letu 2026 lahko morda iščemo v dejavnikih, ki delujejo na širšem geografskem območju, npr. dalj časa trajajočih nizkih zimskih temperaturah. V minuli zimi so na SV države večji del januarja prevladovale nadpovprečno nizke temperature. Program TRIM je trend vodomca (obdobje 2008–2026) na Dravinji opredelil kot negotov, na Muri kot zmeren porast in na Krki (2011-2026) kot stabilen trend.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis vodomca na Muri je bil leta 2026 v celoti opravljen skladno s popisnim protokolom (Denac *et al.* 2025), torej s pomočjo čolna in na vseh popisnih odsekih dvakrat. Na Dravinji je bil popis opravljen z enim obiskom s čolnom, in sicer v dveh delih, pri čemer zaradi izrednega dogodka (poškodba popisovalca) ni bil pregledan odsek Dravinja 4, odsek Dravinja 3 pa je bil pregledan le delno. Na Krki je bil opravljen v dveh obiskih s čolnom vzdolž celotnega popisnega območja. V popisu smo natančno beležili lokacije opazovanih vodomcev, število in vedenje (smer leta, svarilno oglašanje, gnezditveno vedenje, hranjenje ipd.). Posebno pozornost smo namenili domnevno primernim gnezdilnim stenam in evidentiranju aktivnih gnezdilnih rovov (opažen prilet/odlet, sledovi iztrebkov oz. hranjenja spodaj, sveži sledovi nog oz. kopanja). Podatke smo interpretirali v skladu s kriteriji, predstavljenimi v Božič & Denac (2010, 2017) oziroma Denac *et al.* (2025).

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popisi na Muri so bili na vseh popisnih odsekih opravljeni prvič v drugi polovici maja in drugič v drugi polovici junija, na Dravinji konec maja, na Krki pa prvič konec aprila in drugič v začetku junija, kar je skladno s posodobljenimi protokoli za monitoring vodomca na območjih Natura 2000 (Denac *et al.* 2025). Ocenjujemo, da so bili vsi obiski opravljeni v ustreznem času in ob primernih razmerah za popis gnezdeče populacije vodomca. Prvi sklop popisov na Muri je potekal v času prevladujočih zelo majhnih pretokov (70–80 m^3/s), drugi pa med majhnimi oz. srednjimi pretoki (105–150 m^3/s). Prav tako je bil v času popisa nizek pretok Dravinje (2,0 m^3/s). Pretok Krke je bil v času obeh popisov zelo nizek (okoli 20 m^3/s med prvim popisom in okoli 15 m^3/s med drugim popisom).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popis je bil opravljen v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

17/15 (zaradi poškodbe popisovalca nismo popisali odseka Dravinja 4, odsek Dravinja 3 pa le delno)

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

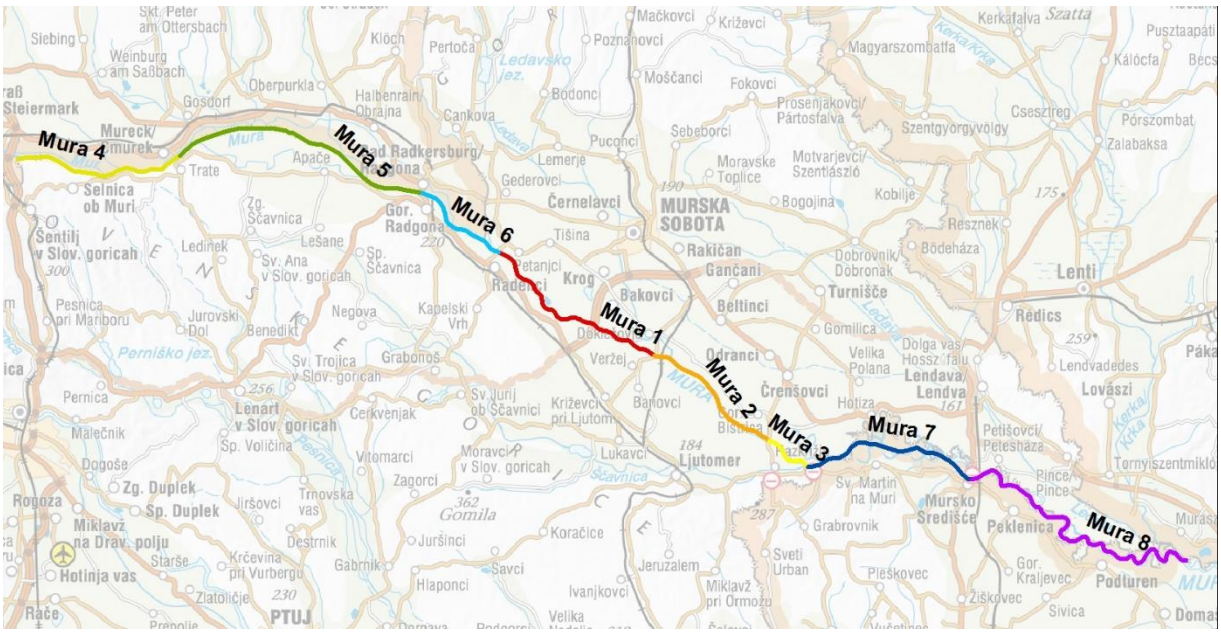
35/42

POPISNO OBMOČJE 2026:

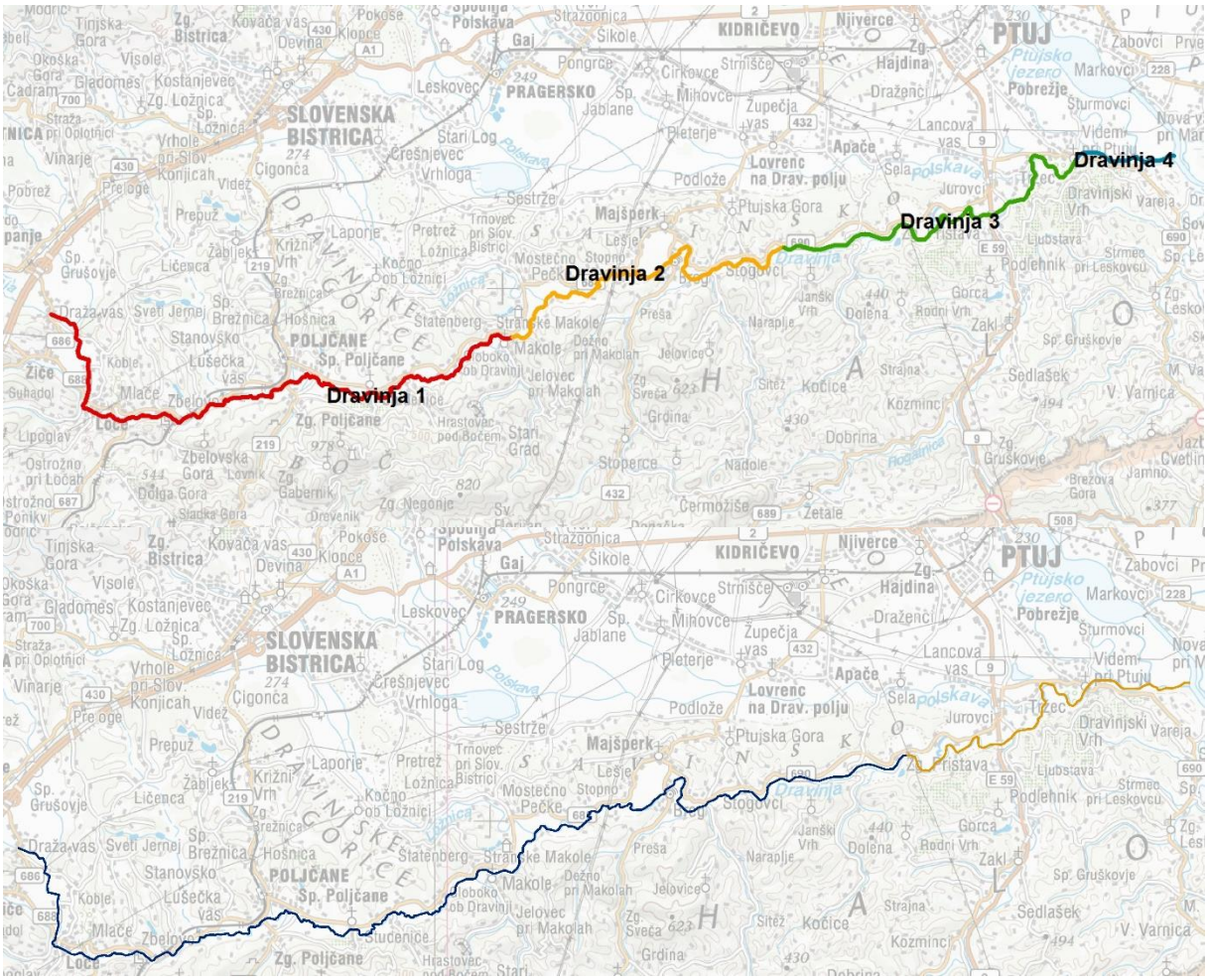
Leta 2026 smo vodomca popisali na večjem delu predvidenega območja – Krki (5 odsekov, slika 1), Muri (8 odsekov, slika 2) in Dravinji (2 odseka, 1 delno, slika 3).



Slika 1: Popisni odseki za vodomca na Krki v letu 2026



Slika 2: Popisni odseki za vodomca na Muri v letu 2026



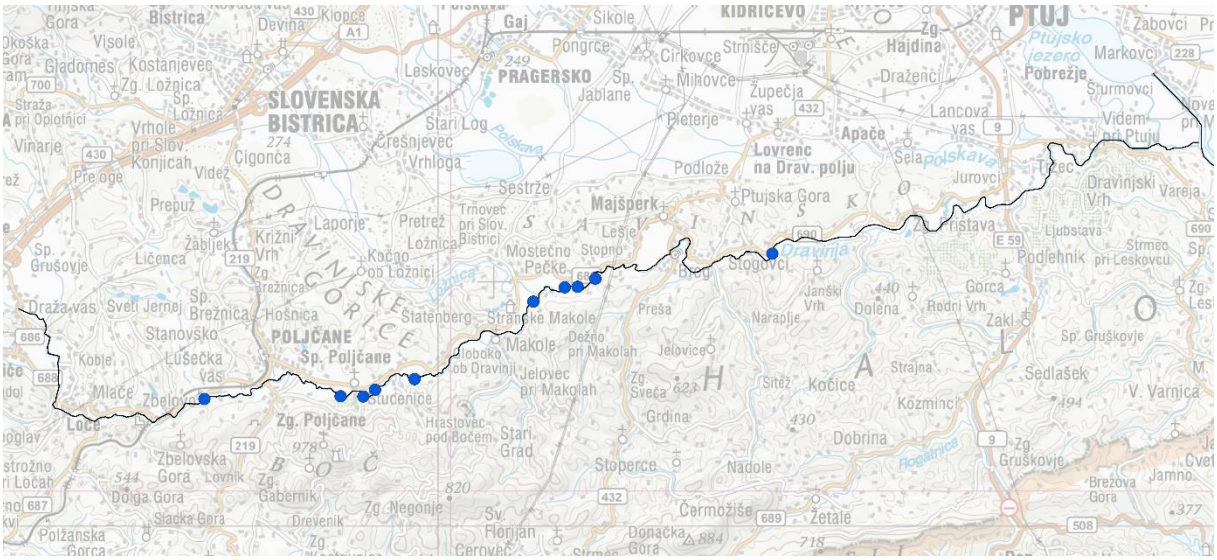
Slika 3: Popisni odseki za vodomca na Dravinji v letu 2026 (zgoraj) in prikaz pregledanega dela rečne struge (spodaj; modro – pregledano, oranžno – nepregledano).

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Dravinja

Na popisnem območju Dravinje je bilo zabeleženih sedem vodomcev na različnih lokacijah in pet aktivnih gnezdilnih rovov (slika 4). Skladno z interpretacijskimi kriteriji smo populacijo na pregledanem delu rečne struge ocenili na 6–7 parov. Linearna gnezditvena gostota na posameznih v celoti pregledanih popisnih odsekih Dravinje je bila med 0,1 para/km in 0,2 para/km. Na celotnem pregledanem delu popisnega območja je bila gostota vrste 0,1 para/km. Rezultati so podrobno predstavljeni v tabeli 1.



Slika 4: Rezultati popisa vodomca na popisnem območju Dravinje leta 2026. Točke predstavljajo lokacije zabeleženih vodomcev (posamezen osebek ali par) oz. njihovih gnezdilnih rovov.

Tabela 1: Število zabeleženih parov in linearna gnezditvena gostota vodomca na standardnih odsekih na reki Dravinji leta 2026. Prvi dva odseka sta v celoti vključena v SPA Dravinjska dolina. Celoten zadnji odsek in zadnjih 1300 m predzadnjega odseka so vključeni v SPA Drava.

Odsek	Dolžina (km)	Št. parov		Gostota (parov / km)	
		min	max	min	max
Dravinja 1: Draža vas–Makole	22,7	3	4	0,1	0,2
Dravinja 2: Makole–Doklece	13,3	3	3	0,2	0,2
Dravinja 3: Doklece–Videm pri Ptuju*	13,2	0	0	0,0	0,0
Dravinja 4: Videm pri Ptuju–sotočje z Dravo**	3,6	-	-	-	-
Skupaj	**52,8**	**6**	**7**	**0,1**	**0,1**

* odsek pregledan delno (4,2 km)
** odsek nepregledan

Leta 2026 ugotovljeno število gnezdečih parov vodomca na Dravinji je bilo ponovno med najmanjšimi v obdobju 2008–2026. Ob upoštevanju rezultatov pregledanega dela ter dolžine in rezultatov predhodnih popisov nepregledanega dela sklepamo, da je bila celotna gnezdeča populacija verjetno nekoliko večja kot leta 2024, vendar ne bistveno (tabela 2). Razporeditev gnezdečih parov je bila precej podobna tisti iz predhodnega popisa.

Tabela 2: Število zabeleženih parov vodomca na reki Dravinji v vseh popisih, opravljenih s primerljivo metodo

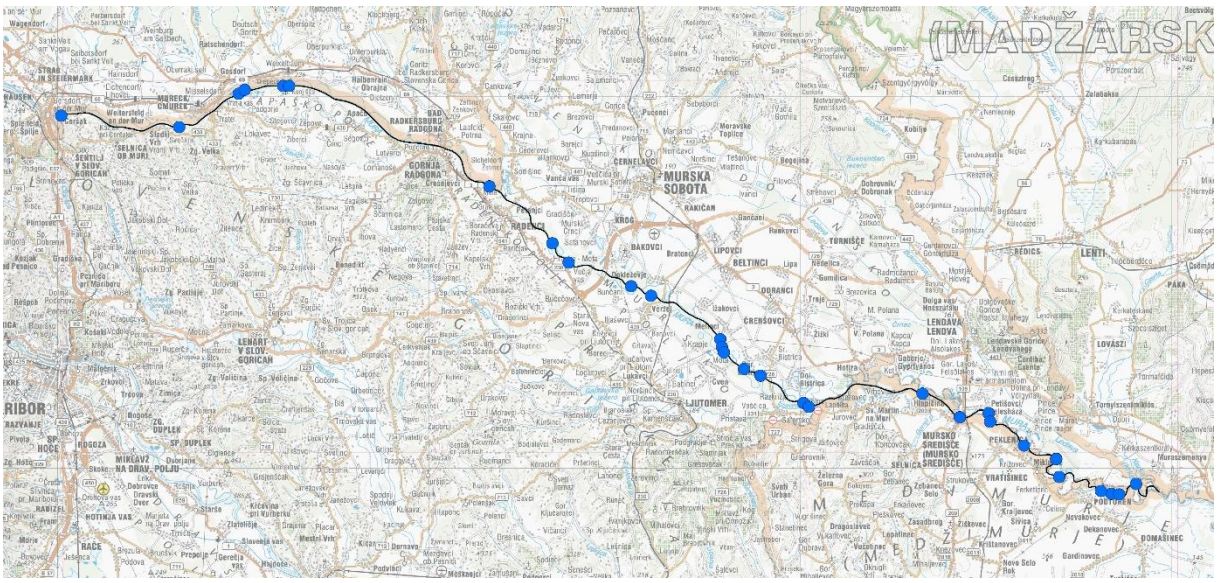
Odsek	2008		2010		2012		2014		2016	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Dravinja 1	5	8	0	1	1	1	6	7	4	5
Dravinja 2	3	7	3	3	2	2	5	7	3	3
Dravinja 3	1	2	1	1	0	0	3	5	2	2
Dravinja 4	2	3	0	1	1	1	2	2	1	2
Skupaj	**11**	**20**	**4**	**6**	**4**	**4**	**16**	**21**	**10**	**12**

Nadaljevanje tabele

Odsek	2018		2020		2022		2024		2026	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Dravinja 1	1	1	4	5	4	5	2	3	3	4
Dravinja 2	3	4	3	6	2	2	2	2	3	3
Dravinja 3	1	1	3	3	4	5	2	2	0	0
Dravinja 4	2	2	2	3	1	1	0	0	-	-
Skupaj	**7**	**8**	**12**	**17**	**11**	**13**	**6**	**7**	**6**	**7**

Mura

Na popisnem območju Mure je bilo leta 2026 na različnih lokacijah matične struge zabeleženih skupaj 24 vodomcev – 13 med prvimi obiski in 11 med drugimi. Odkritih je bilo tudi sedem aktivnih (v času popisa nedvomno zasedenih rovov) in štirje sveže izkopani (letošnji, vendar v času popisa verjetno nezasedeni rovi) gnezdilni rovi (slika 5). Skladno z interpretacijskimi kriteriji smo populacijo v strugi ocenili na 17–21 parov, kar je najmanj po letu 2014 in 25–30 % manj kot v predhodnem popisu. Število parov je bilo manjše kot leta 2024 na vseh odsekih z izjemo dveh odsekov na zgornji Muri (enako oz. večje). Na celotnem popisnem območju je bila linearna gostota 0,2 para/km. Lokalno je bila omenjena vrednost presežena le na sicer zelo kratkem odseku Mura 3 (0,3 para/km), v splošnem pa je bila zelo podobna vzdolž celotne struge. Rezultati so podrobno predstavljeni v tabeli 3.



Slika 5: Rezultati popisa vodomca na popisnem območju Mure leta 2026. Točke predstavljajo lokacije zabeleženih vodomcev (posamezen osebek ali par) oz. njihovih gnezdilnih rovov.

Tabela 3: Število zabeleženih parov in linearna gnezditvena gostota vodomca na standardnih odsekih na reki Muri leta 2026. Vsi deli reke, ki se nahajajo na ozemlju Slovenije, so v celoti vključeni v SPA Mura.

Odsek	Dolžina (km)	Št. parov		Gostota (parov / km)	
		min	max	min	max
Mura 4: državna meja–Trate (SI/AT)	11,1	2	2	0,2	0,2
Mura 5: Trate–Gornja Radgona (SI/AT)	17,1	2	3	0,1	0,2
Mura 6: Gornja Radgona–Radenci (SI/AT)	6,6	1	1	0,2	0,2
Mura 1: Radenci–Veržej	13,0	2	3	0,2	0,2
Mura 2: Veržej–Razkrižje	9,5	2	2	0,2	0,2
Mura 3: Razkrižje–Gibina	3,3	1	1	0,3	0,3
Mura 7: Gibina–Mursko Središče (HR)	11,7	2	2	0,2	0,2
Mura 8: Mursko Središče–izliv Krke (SI/HR)	20,5	5	7	0,2	0,3
Skupaj	**92,8**	**17**	**21**	**0,2**	**0,2**

Leta 2026 zabeleženo število gnezdečih parov vodomca na Muri je med najmanjšimi v obdobju 2008–2026, saj zaostaja le za dvema doslej opravljenima popisoma (2010 in 2012) (tabela 4). Ne glede na to pa je bila razširjenost vrste v splošnem tudi tokrat podobna kot v predhodnih dobrih letih. Primerjava s popisom leta 2024 pokaže zelo podobno razširjenost tudi ob nekoliko večjem merilu: območje pojavljanja na zgornjem mejnem delu je od ostalega območja bolj ali manj zveznega pojavljanja na notranji in spodnji Muri izolirano z več kilometrov dolgim delom struge brez registracij na obrobju Apaškega polja in v okolici Gornje Radgone. Bistvena razlika je torej v linearni gostoti vodomca vzdolž rečne struge, ki je bila tokrat občutno manjša, najbolj izrazito na nizvodni polovici notranje in na celotni spodnji Muri.

Tabela 4: Število zabeleženih parov vodomca v matični strugi reke Mure v vseh do vključno leta 2026 opravljenih celovitih popisih.

Odsek	2008		2010		2012		2014		2016	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Mura 4	3	4	3	4	1	1	3	3	3	4
Mura 5	1	1	1	1	1	1	2	2	2	3
Mura 6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Mura 1	3	4	1	1	1	1	5	6	4	5
Mura 2	4	4	1	1	1	1	3	3	0	0
Mura 3	1	1	0	0	0	0	1	2	1	1
Mura 7	1	2	2	3	2	2	3	4	3	5
Mura 8	8	12	3	4	3	3	4	5	8	9
Skupaj	**21**	**28**	**11**	**14**	**9**	**9**	**21**	**25**	**22**	**28**

Nadaljevanje tabele

Odsek	2018		2020		2022		2024		2026	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Mura 4	3	5	3	3	3	3	1	1	2	2
Mura 5	1	1	2	2	1	2	3	3	2	3
Mura 6	0	0	1	2	1	2	1	1	1	1
Mura 1	2	3	4	4	3	3	4	5	2	3
Mura 2	2	2	2	3	4	5	3	3	2	2
Mura 3	1	1	2	3	2	3	0	0	1	1
Mura 7	2	3	4	5	4	5	5	6	2	2
Mura 8	10	11	12	14	10	13	7	9	5	7
Skupaj	**21**	**26**	**30**	**36**	**28**	**36**	**24**	**28**	**17**	**21**

Krka

Na popisnem območju Krke smo zbrali 39 zapisov o opazovanih vodomcih (devet v prvem popisu in 30 v drugem). V skladu z interpretacijskimi pravili (Božič & Denac 2010) smo populacijo na popisnem območju ocenili na 16 parov (slika 6, tabela 5), kar je najnižje število zabeleženih parov v zgodovini izvajanja monitoringa od leta 2011 (tabela 6). Na petih teritorijih smo zabeležili tudi aktivne gnezdilne rove. Linearna gnezditvena gostota na celotnem popisnem območju je bila 0,4 para/km. Najvišja zabeležena gostota je bila na odseku 5 med Novim mestom in Dolenjim Kronovim (0,6 para/km), najnižja pa na odseku 6 med Dolenjim Kronovim in Hrvaškim Brodom (povsod 0,2 para/km). Rezultati so podrobno predstavljeni v tabeli 5.



Slika 6: Rezultati popisa vodomca na popisnem območju Krke leta 2026. Točke predstavljajo lokacije teritorijev vodomcev (temno modra – natančne lokacije odkritih aktivnih gnezdilnih rovov, svetlo modra – središčne točke teritorijev, določenih na osnovi opazovanj osebkov v primerih, ko gnezdilni rov ni bil najden.)

Tabela 5: Število zabeleženih parov in linearna gnezditvena gostota vodomca na standardnih odsekih na reki Krki od Novega mesta (jez Mačkovec) do izliva v reko Savo leta 2026. Vsi deli reke so v celoti vključeni v SPA Krakovski gozd - Šentjernejsko polje.

Odsek	Dolžina (km)	Št. parov		Gostota (parov / km)	
		min	max	min	max
Krka 5: Novo mesto - Dolenje Kronovo	6,8	4	4	0,6	0,6
Krka 6: Dolenje Kronovo - Hrvaški Brod	9	2	2	0,2	0,2
Krka 7: Hrvaški Brod - Kostanjevica	10,3	3	3	0,3	0,3
Krka 8: Kostanjevica - Gazice	9	3	3	0,3	0,3
Krka 9: Gazice - izliv v Savo	10,5	4	4	0,4	0,4
Skupaj	**45,6**	**16**	**16**	**0,4**	**0,4**

Tabela 6: Število zabeleženih parov vodomca na Krki v vseh opravljenih popisih v obdobju 2011-2026

Odsek	2011	2014	2016	2018	2020	2022	2024	2026
Krka 5	4	5	5	4	7	7	4	4
Krka 6	3	4	0	7	6	7	7	2
Krka 7	5	6	3	6	4	4	4	3
Krka 8	6	5	4	4	1	5	4	3
Krka 9	7	6	5	4	5	5	4	4
Skupaj	**25**	**26**	**17**	**25**	**23**	**28**	**23**	**16**

Trend vrste

Program TRIM je trend vodomca (obdobje 2008–2026) na Dravinji opredelil kot negotov, na Muri kot zmeren porast in na Krki (2011-2026) kot stabilen trend (tabela 7).

Tabela 7: Populacijski trend vodomca na Dravinji, Muri in Krki

Območje	Trend	Vrednost trenda	Obdobje**
Dravinja – z min. št. parov	negotov*	1.0155 ± 0.0337	2008–2026
Dravinja – z max. št. parov	negotov*	0.9868 ± 0.0305	2008–2026
Mura – z min. št. parov	zmeren porast	1.0293 ± 0.0112	2008–2026
Mura – z max. št. parov	zmeren porast	1.0337 ± 0.0131	2008–2026
Krka	stabilen	0.9884 ± 0.01525	2011–2026

* Trend izračunan po metodi, ki jo je EBCC leta 2012 svetoval za primere, kjer TRIM javlja "invalid floating operation" – vzame se samo leta, ko je bil popis opravljen, oštevilči se jih od 1 do n.
** Pri izračunu trendov so upoštevani samo podatki, pridobljeni s primerljivo popisno metodo.

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocene številčnosti vodomca **na popisnih območjih** monitoringa SPA (rečni popisni odseki SPA Drava, Dravinja, Mura in Krka) za obdobje 2024-2026 so naslednje: Drava 9-11 parov (Božič 2025), Dravinja 6-7 parov (Božič & Koce 2024, to delo), Mura 17-28 parov v rečni strugi oziroma 29-35 parov skupaj z lokalitetami izven struge (Božič & Koce 2024, to delo) in Krka 16-23 parov (Božič & Koce 2024, to delo).

Ocena številčnosti vodomca **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska in jo redno spremljamo (Dravinjska dolina, Mura, Drava in Krakovski gozd – Šentjernejsko polje), je narejena na osnovi rezultatov monitoringa SPA in dodatnih popisov (Drava). Za območje Goričkega, kjer se monitoring vodomca ne izvaja, smo populacijsko oceno povzeli po Denac & Kmecl (2014) (tabela 8).

Tabela 8: Nove populacijske ocene za vodomca na SPA v obdobju 2024–2026

SPA	**Populacijska ocena**	**Vir za oceno**
Dravinjska dolina	7–10 parov	Božič & Koce 2024, to delo
Mura	25–35 parov	Božič & Koce 2024, to delo
Drava	15–20 parov	Božič 2025, DOPPS *lastni podatki*
Krakovski gozd - Šentjernejsko polje	16–23 parov	Božič & Koce 2024, to delo
Goričko	7–12 parov	Denac & Kmecl (2014)

Ocena številčnosti vodomca **v Sloveniji** je povzeta po novem atlasu gnezdilk (Mihelič *et al.* 2019) in znaša **250–350 parov**.

DISKUSIJA

Dravinja in Mura

Na obeh rekah, vključenih v popis leta 2026, je bila velikost gnezdeče populacije vodomca med najmanjšimi doslej. Medtem ko so za vodomca na Dravinji v obdobju 2008–2026 značilna populacijska nihanja, pa smo na Muri v večjem delu omenjenega obdobja beležili razvoj populacije, ki je nakazoval njen porast. Možne vzroke za stanje v posameznem popisnem letu smo razčlenili v nekaterih predhodnih poročilih, gledano v celoti pa gre domnevno za preplet več dejavnikov (glej Božič & Denac 2016, Božič & Koce 2018, 2020, 2022, 2024). Za Dravinjo smo v preteklosti večkrat poudarili, da na občutne razlike v rezultatih med posameznimi leti oz. popisi vplivajo predvsem lokalni dejavniki, zlasti pojavljanje nadpovprečnih pretokov v gnezditveni sezoni vodomca neposredno pred izvedbo popisa (april, maj). Slednje ima največji vpliv na Dravinji zaradi dejstva, da ima ta reka deloma hudourniški značaj in se njen pretok navadno hitro ter močno poveča po vsakih obilnejših padavinah na območju porečja. Ne glede na navedeno pa vzroka za majhno številčnost vodomca na Dravinji leta 2026 ne moremo pripisati hidrološkim dejavnikom, saj so obdobje pred popisom zaznamovale dolgotrajne nizkovodne razmere (Primožič *et al.* 2026, Primožič & Koprivšek 2026a, 2026b). Na drugi strani je razpoložljivost potencialnih gnezdišč na večjem delu Dravinje (odseki Dravinja 1, 2 in 4) v celotnem obdobju popisov domnevno občutno večja od števila gnezdečih parov in torej nima bistvenega vpliva na rezultate (slika 6). Nekoliko drugače je na Muri, kjer obstajajo razmeroma dolgi odseki matične struge brez ali z malo primernega habitata za gnezdenje vrste, zlasti na zgornjem mejnem območju in delih notranje Mure. Domnevamo, da je na navedenih odsekih razpoložljivost ustreznih gnezdišč omejujoč dejavnik za populacijo vodomca. Srednjeročno se stanje na teh delih sicer postopno izboljšuje zaradi izvedenih renaturacij rečne struge na več lokacijah, kar izkazujejo tudi rezultati zadnjih dveh popisov na odsekih Mura 5 in 6 (Božič & Koce 2024, Božič 2024). Posledica dolgotrajnih izrazito nizkovodnih razmer (reka Mura je spomladi 2026 dosegla najmanjše male pretoke v celotni zgodovini meritev) in popolne odsotnosti večjih pretokov je bila v času popisa precej opazna zaraščenost rečnih bregov, vključno z nekaterimi strmimi bregovi na mestih bočne erozije, ki so potencialna gnezdišča vodomca. Zaraščene so bile tudi nekatere v preteklosti zasedene lokacije. Kljub temu ocenjujemo, da vzrok za občutno manjšo gnezdečo populacijo v matični strugi Mure leta 2026 ni povezan z razpoložljivostjo gnezdišč (slika 7). V tem kontekstu so zanimivi tudi letošnji rezultati popisa vrste na reki Dravi med Mariborom in državno mejo pri Zavrču (popis vodomca na tem območju izvajamo vsako leto), kjer smo prav tako zabeležili eno izmed najmanjših števil

gnezdečih parov doslej. Ne glede na to, da se območje Drave po nekaterih značilnostih razlikuje od tukaj obravnavanih (npr. razpoložljivosti ustreznih gnezdišč), rezultat nakazuje, da lahko vzrok za majhno splošno gnezditveno gostoto vodomca na rekah SV Slovenije v letu 2026 morda iščemo v dejavnikih, ki delujejo na širšem geografskem območju. Takšen dejavnik so denimo dalj časa trajajoče nizke zimske temperature, katerih posledica je velika smrtnost osebkov zaradi stradanja, ki ga povzroči nedostopnost hrane na zaledenelih vodnih površinah (Morgan & Glue 1977, Libois 1997, Sackl 1997, Čech 2006, Schmidt & Zuna-Kratky 2009). V preteklosti smo že nekajkrat velike razlike v številčnosti vrste med posameznimi leti, ugotovljene na nekaterih rekah v SV Sloveniji, pripisali temu dejavniku, čeprav obseg in časovna dinamika populacijskih sprememb med posameznimi območji navadno nista bila povsem konsistentna.

Najbolj očiten vpliv mrzle zime na populacijo vodomca smo v preteklosti zabeležili na reki Dravi leta 2017, ko se je gnezdeča populacija po mesec dni trajajočem mrazu januarja 2017 (Cegnar 2017) v primerjavi s predhodnimi leti zmanjšala za nekajkrat in si nato še ni v celoti opomogla niti v letu 2018 (Božič & Denac 2017, DOPPS *lastni podatki*). Edini gnezditveni sezoni doslej, ko je bila populacija vodomca manjša od povprečne na vseh treh v popise vključenih rekah (na Muri in Dravinji najmanjša doslej, na Dravi nekoliko manj izrazito), sta prav tako sledili skoraj en mesec trajajočim obdobjem izrazito nizkih temperatur v januarju in februarju (Cegnar 2010a, 2010b, Cegnar 2012a, 2012b) (slika 8). Razmere takrat so bile precej podobne kot v minuli zimi, ko so na SV države večji del januarja prevladovale nadpovprečno nizke temperature, pri čemer je odklon od normale na obravnavanem območju znašal 1–2 °C, nizke temperature pa so se začele pojavljati že zadnje dni decembra (Cegnar 2025, 2026).

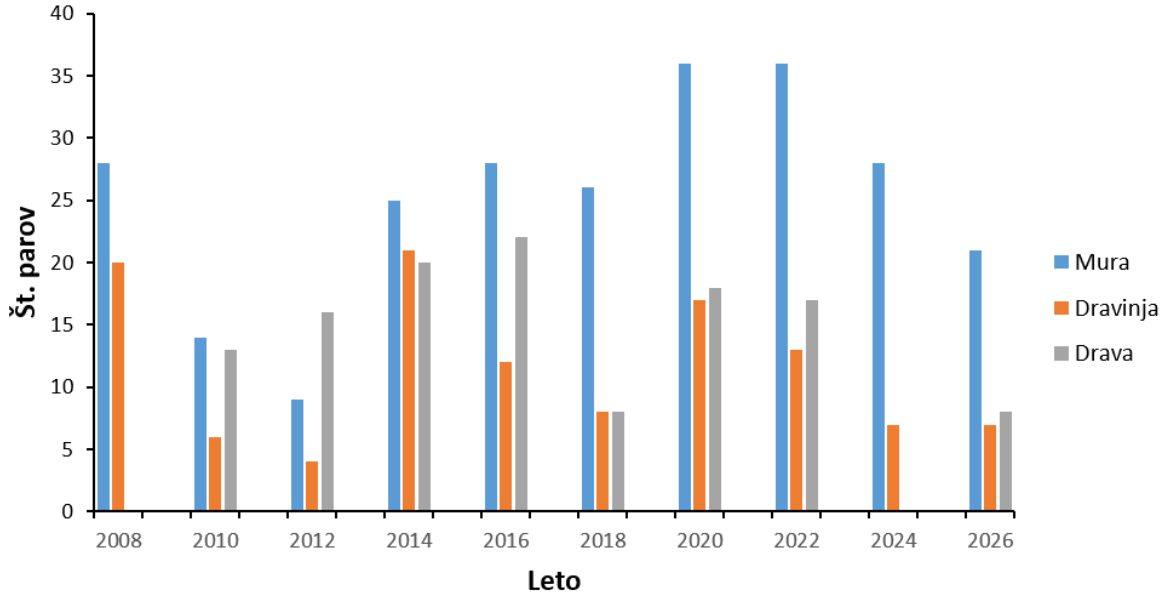




Slika 6: Strmi rečni bregovi na mestih bočne erozije so gnezdišča vodomca na Dravinji (zgoraj); zaseden gnezdilni rov vrste na eni izmed takšnih lokacij (levo). Na obeh fotografijah je vidna popolna odsotnost obrežnega pasu lesnatih rastlin (glej besedilo o dejavnikih, ki vplivajo na stanje populacije vodomca); 28. 5. 2026 (foto: T. Basle).



Slika 7: Strm rečni breg na odseku Mura 8, v katerem je bil leta 2026 zaseden rov vodomca; 19. 6. 2026 (foto: L. Božič).



Slika 8: Primerjava števila gnezdečih parov vodomca (max) na treh rekah v SV Sloveniji v obdobju 2008–2026.

Krka

Na popisnem območju Krke je bila ocenjena gostota gnezdečih parov vodomcev v letu 2026 najnižja v obdobju 2011–2024. Primerljivo nizka gostota je bila zabeležena še v letu 2016 (Božič & Denac 2016). Gnezditvena gostota vodomca na Krki je bila tudi v tem letu kljub temu še vedno višja od gostote na Muri in Dravinji. Na Krki naj bi imele hidrološke razmere v gnezditvenem obdobju pomemben vpliv na letne gnezditvene gostote vodomca, zlasti naj bi bile nižje gostote povezane s povečanimi pretoki in visokim vodostajem (Božič & Denac 2016, Božič & Koce 2024). Kljub temu pa nizke gnezditvene gostote ne sovpadajo vedno s povečano vodnatostjo, kar velja tudi za letošnje leto. Vodnatost in srednji mesečni pretoki Krke so bili v letu 2026 v spomladanskem obdobju od marca do junija znatno pod dolgoletnim povprečjem 1991–2020 (Primožič & Koprivšek 2026a,b,c, Primožič *et al*. 2026). Dnevni pretok Krke (merilna postaja Podbočje) je bil vse obdobje nizek, le dvakrat je prehodno narastel nad 100 m^3/s. Pomembnejši vpliv bi zato lahko imeli drugi dejavniki, npr. neugodne vremenske razmere v predhodni zimi na širšem geografskem območju, ali slab gnezditveni uspeh v preteklem letu, o čemer pa nimamo podatkov.

V nadaljevanju so navedeni in na kratko opisani najpomembnejši aktualni dejavniki, ki vplivajo na stanje populacije vodomca na območjih SPA, opredeljenih za vrsto:

pomanjkanje/izguba gnezdišč – majhna razpoložljivost ustreznih gnezdišč je domnevno najpomembnejši omejujoč dejavnik za populacijo vodomca na praktično celotnem v popise vključenem delu Drave in tudi daljših odsekih Mure. Takšno stanje je posledica v preteklosti izvedenih regulacij rečne struge z obrežnimi utrditvami, kar onemogoča nekatere procese naravnih nižinskih rek in s tem nastajanje/vzdrževanje značilnih struktur, kot so strmi bregovi na mestih izrazite bočne erozije (gnezdišča vodomca). Stanje še dodatno poslabšujejo nedavni škodljivi posegi na območju potencialnih oz. aktualnih gnezdišč vrste, npr. postavitve novih kamnometov (glej npr. Božič 2021), kar je še posebej problematično na lokacijah optimalnih, dolgoletnih gnezdišč (zasedenih vrsto let), ki so sicer značilnost vrste (Čech 2006, Weggler *et al.* 2015). Posledično zabeležene linearne gostote vodomca ne ustrezajo velikemu naravnemu potencialu navedenih rek, kjer bi zaradi vodnatosti in/ali velikega obsega rečnega sistema v optimalnih pogojih lahko pričakovali c. 1 par/km rečnega toka (Westermann & Westermann 1998, Griesser 2022). O negativnem vplivu urejanja brežin na gnezditveni habitat vodomca na Krki poročajo na ZRSVN OE Novo mesto, kjer vplive vodnogospodarskih del beležijo že od l. 2004, pritiski pa se v zadnjih letih še stopnjujejo (B. Kink, e-pošta 7. 9. 2026).

renaturacije rečne struge – v zadnjih nekaj letih izvedene renaturacije z odstranitvijo obstoječih obrežnih utrditev in vzpostavitvijo pogojev za naravne širitve rečne struge ter obnovo stranskih rokavov in/ali njihovo ponovno povezavo z matično strugo na delih Mure in Drave imajo dokumentiran pozitiven vpliv na pojavljanje vodomca. Ob pomanjkanju ustreznih gnezdišč je večina novih (potencialnih) gnezdišč navadno zasedena že v prvi gnezditveni sezoni po nastanku (Božič & Denac 2017). Razen neposredne obnove gnezdišč vrste in s tem povečanja gnezdeče populacije lahko nove ustrezno umeščene renaturacije na daljših rečnih odsekih s pretežno neprimernim habitatom funkcionirajo kot t.i. vezne točke (angl. stepping stones) oz. zaplate habitata, ki omogočajo/olajšajo disperzijo osebkov med sicer izoliranimi območji habitata ter imajo

pomembno vlogo pri vzpostavitvi povezanih populacij in širjenju areala vrste na prej neposeljena območja (Saura *et al.* 2014).

degradacija rečnih in obrečnih habitatov – naravni odseki rečnih strug so najpomembnejša območja za vodomca v Sloveniji. Nekatera že izvedena oz. načrtovana vodnogospodarska dela v strugi Drave poslabšujejo stanje rečnih habitatov in spreminjajo fizikalne parametre vodnega telesa (ZRSVN 2025), kar predstavlja pomembno grožnjo populacijam številnih vrst rib in s tem tudi vodomcu, za katerega so ribe najpomembnejša hrana (Woodall 2020). Z vodnogospodarskimi deli in širjenjem kmetijskih površin do samega roba rečne struge je povezano tudi krčenje obrežne vegetacije, pri nas zabeleženo zlasti na Dravinji, kjer ponekod vzdolž reke praktično ni več obrežnega pasu lesnatih rastlin. Ta je pomemben element habitata vodomca, saj mu omogoča lov plena s prež (Woodall 2020), domnevno pa je z njeno odsotnostjo povezana tudi visoka stopnja plenjenja gnezd vrste vzdolž neporaslih bregov (glej Božič & Jančar 2014).

vpliv mrzlih zim – posledica dalj časa trajajočih nizkih zimskih temperatur je velika smrtnost osebkov zaradi stradanja, ki ga povzroči nedostopnost hrane na zaledenelih vodnih površinah ter s tem povezan upad gnezdečih populacij (glej zgoraj).

onesnaževanje rek – vrsta je občutljiva na onesnaževanje površinskih voda, zlasti z industrijskimi odplakami in odtokom onesnažil s kmetijskih zemljišč (BirdLife International 2021). Na obravnavanih območjih so predvsem na Dravinji opazni vplivi kmetijstva, urbanizacije ter lokalnih komunalnih in industrijskih izpustov.

režim obratovanja hidroelektrarn – v nadpovprečno vodnatih letih je spuščanje velikih pretokov v strugo Drave zaradi obratovanja kanalskih hidroelektrarn zelo pogosto. Posledica je kalna in hitro tekoča voda, ki ob dolgotrajnem vztrajanju takšnih hidroloških razmer negativno vpliva na številčnost vodomca, domnevno zaradi nedostopnosti plena (Reichholf 1988). Razen tega je zaradi nenehnih občutnih nihanj gladine v strugi povečana nestabilnost bregov in s tem pogosto rušenje neporaščenih, strmih delov na območjih bočne erozije, ki so gnezdišča vrste.

V tabeli 9 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 9: Dejavniki, ki vplivajo na vodomca, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
pomanjkanje/izguba gnezdišč	zelo pomemben (-)	Božič 2019, 2021, 2022, 2023, 2024, 2025, Božič & Denac 2010, 2017, Božič & Denac 2016, Božič & Jančar 2014, Božič & Koce 2018, 2020, 2022, 2024, Bauer *et al.* 2005, BirdLife International 2021
degradacija rečnih in obrečnih habitatov	zelo pomemben (-)	Božič & Jančar 2014, ZRSVN 2025
vpliv mrzlih zim	zelo pomemben (-)	Woodall 2020, Bauer *et al.* 2005, BirdLife International 2021

		Morgan & Glue 1977, Libois 1997, Sackl 1997, Čech 2006, Schmidt & Zuna-Kratky 2009, Božič & Denac 2017
onesnaževanje rek	zelo pomemben (-)	Woodall 2020, Bauer *et al.* 2005, BirdLife International 2021
režim obratovanja hidroelektrarn	pomemben (-)	Božič 2021, Reichholf 1988
renaturacije rečne struge	zelo pomemben (+)	Božič 2022, 2024, Božič & Koce 2022, 2024, Griesser 2022
IRP13 Izgradnja namakalnih sistemov, ki so namenjeni več uporabnikom, IRP40 Individualni namakalni sistemi in nakup namakalne opreme, IRP14 Tehnološke posodobitve namakalnih sistemov, ki so namenjeni več uporabnikom, IRP41 Tehnološke posodobitve individualnih namakalnih sistemov	potencialno lokalno pomemben (-/+)	Namakalni sistemi lahko na vodomca vplivajo negativno, če se zajem vode za namakanje vrši na vodotokih, kjer ta vrsta gnezdi. V primeru intervencij IRP14 in IRP41 bi vpliv na vodomca lahko bil pozitiven, saj je poglavitni cilj intervencij zmanjšana poraba vode in s tem racionalnejše upravljanje z vodnimi viri.
INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi, kmetijska praksa varovalni pasovi; NV.1 Vodni viri, NV.13 Varovalni pasovi ob vodotokih	lokalno pomemben (+)	Vpliv navedenih ukrepov na vodomca ni bil ovrednoten, vendar pa prispevajo k manjšemu spiranju hranil in FFS v reke.

VIRI

Bauer H.-G., Bezzel E., Fiedler W. (ur.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. AULA Verlag, Wiebelsheim.

BirdLife International (2021): Common Kingfisher *Alcedo atthis*. (Europe assessment) The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22683027A166217110. [https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS. T22683027A166217110. en]

Božič L. (2019): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 10–17. V: Denac K., Božič L., Jančar T., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2019. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2021): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 25–32. V: Denac K., Blažič B., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2021. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2022): Census of selected riverbed breeding bird species on the Mura River between Ceršak (SLO) and Dekanovec (HR). WP T1/ACTIVITY A.T1.1. LifelineMDD – »Protecting and restoring ecological connectivity in the MuraDravaDanube river corridor through crosssectoral cooperation« (DTP3-308-2.3- lifelineMDD). DOPPS - Birdlife Slovenia, Ljubljana.

Božič L. (2023): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 19–27. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2024): Kartiranje habitatnih tipov in fitocenološki popis, popis izbranih vrst ptic in popis dvoživk na ciljnih območjih ob reki Muri v obdobju med leti 2024 in 2028. SKLOP 2: Popis izbranih ciljnih vrst ptic ob reki Muri v letih 2024 in 2028. Delno poročilo: Aktivnost 1 – Popis izbranih vrst ptic ob reki Muri v 2024. Projekt 101113557 — LIFE22-NAT-AT-LIFE RESTORE for MDD - LIFE-2022-SAP-NAT. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2025): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 19–26. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L., Denac D. (2010): Številčnost in razširjenost izbranih gnezdilk struge reke Drave med Mariborom in Središčem ob Dravi (SV Slovenija) v letih 2006 in 2009 ter vzroki za zmanjšanje njihovih populacij. Acrocephalus 31 (144): 27–45.

Božič L., Denac D. (2017): Population dynamics of five riverbed breeding bird species on lower Drava River, NE Slovenia. Acrocephalus 38 (174/175): 85–126.

Božič L., Denac K. (2016): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 8–21. V: Denac, K., P. Kmecl, T. Mihelič, L. Božič, T. Jančar, D. Denac, D. Bordjan, J. Figelj: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L., Jančar T. (2014): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 9–20. V: Denac, K., L. Božič, T. Mihelič, P. Kmecl, D. Denac, D. Bordjan, T. Jančar, J. Figelj: Monitoring populacij izbranih vrst ptic – popisi gnezdilk 2014. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Božič L., Koce U. (2018): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 10–21. V: Denac K., Jančar T., Božič L., Mihelič T., Koce U., Kmecl P., Kljun I., Denac D., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2018 in sinteza monitoringa 2016–2018. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L., Koce U. (2020): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 10–21. V: Denac K., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020 in sinteza monitoringa 2019-2020. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L., Koce U. (2022): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 19–30. V: Denac K., Basle T., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2022. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L., Koce U. (2024): Vodomec *Alcedo atthis*. Str. 18–31. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Cegnar T. (2010a): Podnebne razmere v januarju 2010. Naše okolje. Bilten Agencije RS za okolje 17 (1): 3–24.

Cegnar T. (2010b): Podnebne razmere v februarju 2010. Naše okolje. Bilten Agencije RS za okolje 17 (1): 3–22.

Cegnar T. (2012a): Podnebne razmere v januarju 2012. Naše okolje. Bilten Agencije RS za okolje 19 (1): 3–23.

Cegnar T. (2012b): Podnebne razmere v februarju 2012. Naše okolje. Bilten Agencije RS za okolje 19 (1): 3–23.

Cegnar T. (2017): Podnebne razmere v januarju 2017. Naše okolje. Bilten Agencije RS za okolje 24 (1): 3–24.

Cegnar T. (2025): Podnebne razmere v decembru 2025. Naše okolje. Bilten Agencije RS za okolje 32 (12): 3–24.

Cegnar T. (2026): Podnebne razmere v januarju 2026. Naše okolje. Bilten Agencije RS za okolje 33 (1): 3–25.

Čech P. (2006): Reprodukční biologie ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) a možnosti jeho ochrany v současných podmínkách České republiky. Sylvia 42: 49–65.

Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Koce U., Mihelič T., Očko U., Stanič D. (2025): Popisni protokoli za monitoring ptic na območjih Natura 2000. DOPPS, Ljubljana.

Griesser M. (2022): 30-jähriges Monitoring und Artenförderung des Eisvogels *Alcedo atthis* an der zürcherischen Thur. Ornithologischer Beobachter 119 (3): 246–256.

Libois R. (1997): Kingfisher *Alcedo atthis*. Str. 434–435. V: Hagemeier, W.J.M., Blair, M.J. (ur.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London.

Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (ur.) (2019): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana.

Morgan R., Glue D. (1977): Breeding, Mortality and Movements of Kingfishers. Bird Study 24 (1): 15–24.

Primožič M., Koprivšek M. (2026a): Vodnatost rek v aprilu 2026. Naše okolje, bilten Agencije RS za okolje 33 (4): 47–52.

Primožič M., Koprivšek M. (2026b): Vodnatost rek v maju 2026. Naše okolje, bilten Agencije RS za okolje 33 (5): 62–68.

Primožič M., Koprivšek M., Ulaga F. (2026): Vodnatost rek v marcu 2026. Naše okolje, bilten Agencije RS za okolje 33 (3): 45–50.

Reichholf J.-H. (1988): Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des *Eisvogels* (*Alcedo atthis*) am unteren Inn. Egretta 31 (1/2): 98–105.

Sackl P. (1997): Eisvogel *Alcedo atthis*. Str. 182–183. V: Sackl P., Samwald O. (eds.): Atlas der Brutvögel der Steiermark. BirdLife Österreich-Landesgruppe Steiermark & Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum, Graz.

Saura S., Bodin R., Fortin M.-J. (2014): Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. Journal of Applied Ecology 51 (1): 171–182.

Schmidt M., Zuna-Kratky T. (2009): Bestandsentwicklungen und limitierende Faktoren für ausgewählte flussgebundene Vogelarten in den March-Thaya-Auen (Flussuferläufer, Flussregenpfeifer und Eisvogel). BirdLife Österreich, Wien.

Westermann K., Westermann S. (1998): Der Brutbestand des Eisvogels (*Alcedo atthis*) in den Jahren 1990 bis 1996 in der südbadischen Rheinniederung. Naturschutz Südlicher Oberrhein 2: 261–269.

Woodall P. F. (2020): Common Kingfisher (*Alcedo atthis*), version 1.0. V: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D. A., de Juana E. (ur.): Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. [https://doi.org/10.2173/bow.comkin1.01]

Zavod RS za varstvo narave: Nabor lokacij, kjer je smiselno odstraniti sedimente na Dravi (odsek Maribor - Zavrč) – strokovno mnenje o gradivu, 8. 9. 2025.

KOTORNA *Alectoris graeca*

POVZETEK

V gnezditveni sezoni 2026 smo na štirih ploskvah na SPA Julijci in štirih ploskvah na SPA Breginjski Stol popisali skupaj 55 parov kotorn (19 na Breginjskem Stolu in 36 v Julijcih). Trend populacije na obeh območjih skupaj je bil v obdobju 2004-2026 zmeren porast. Dobro stanje kotorne v alpskem svetu je najverjetneje posledica planinske paše, ki ustvarja in vzdržuje primeren habitat za vrsto (mestoma nizka vegetacija in gola tla, vsaj delno preprečevanje zaraščanja z lesno vegetacijo).

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis je bil izveden skladno s predvideno metodo. Popisovali smo z uporabo posnetka, in sicer v zaporedju 1 min poslušanja, 4 minute posnetka, 2 minuti poslušanja. Popis se je izvajal v dnevih z malo ali nič vetra. Za pare smo šteli pojoče samce, opazovane pare ali posamezne osebke, če so bili več kot 200 m oddaljeni od drugega osebka.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popisi so bili izvedeni v skladu s predvideno sezono popisa za alpski svet (1. 5. - 30. 6.).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

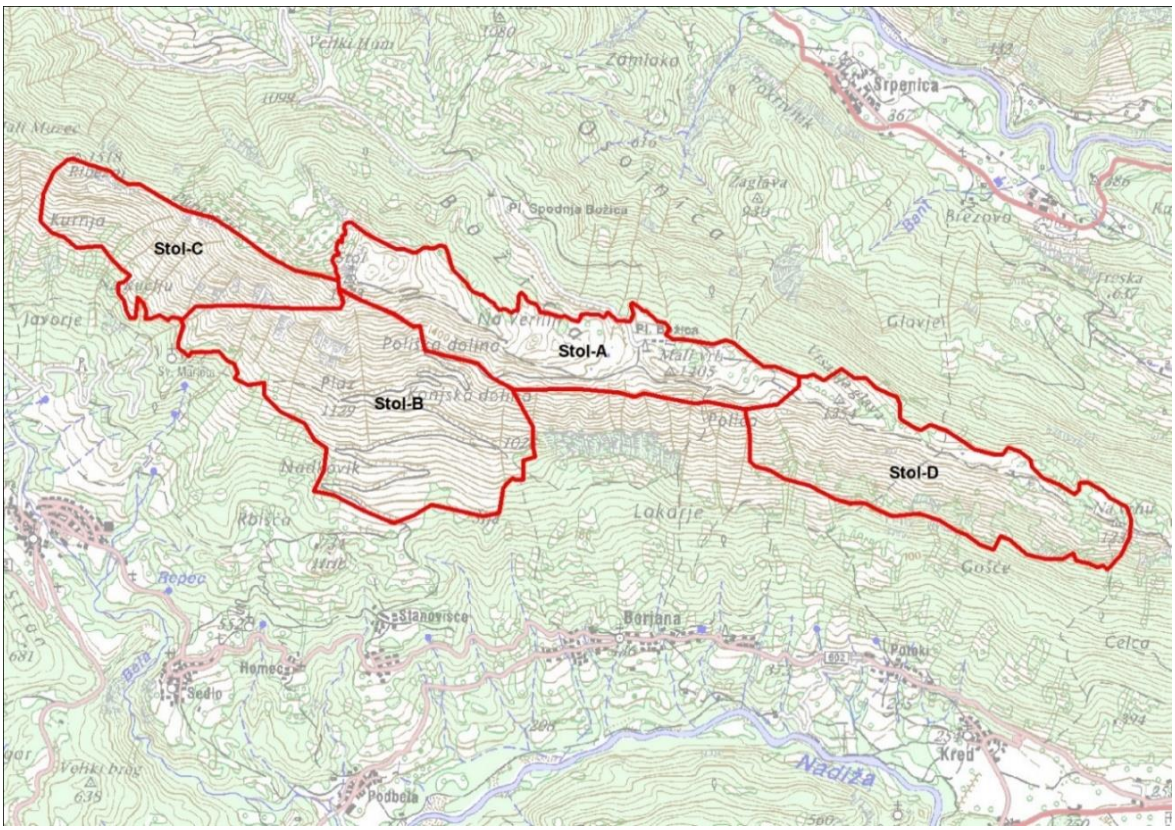
8 / 8

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

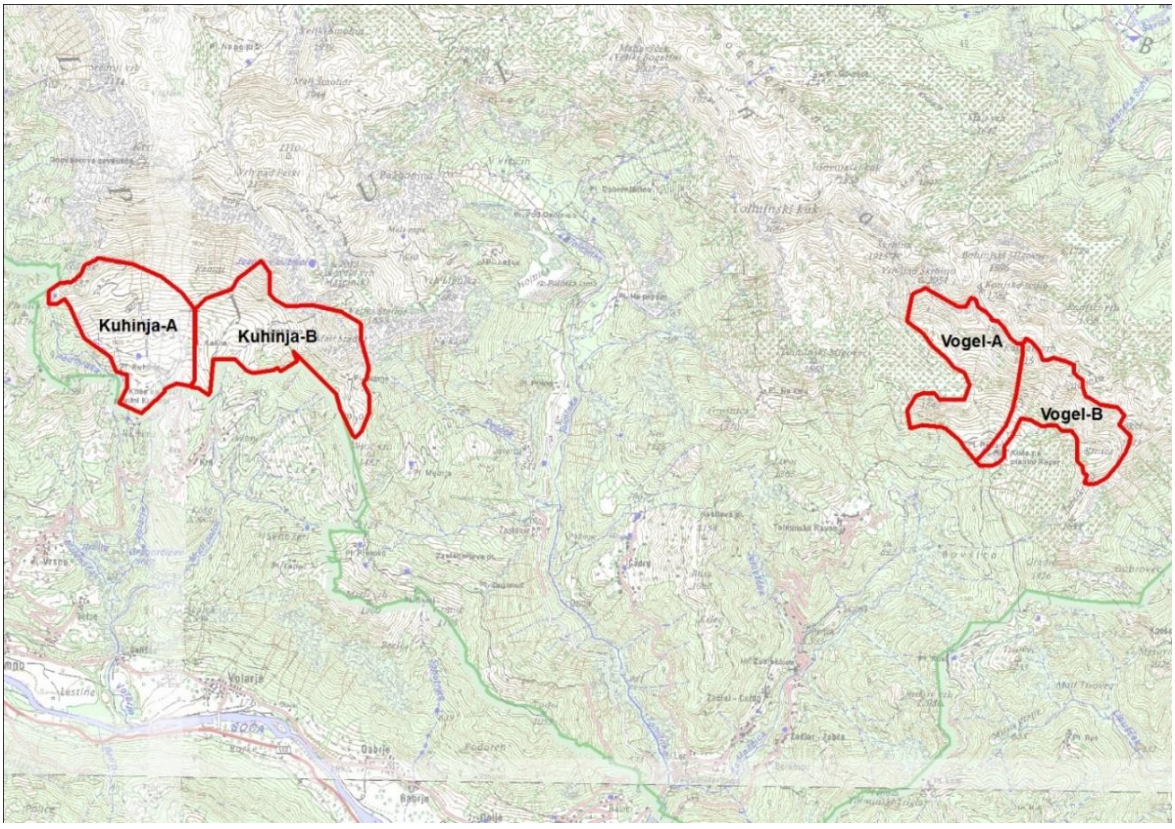
6 / 14

POPISNO OBMOČJE 2026:

Kotorne smo v gnezditveni sezoni 2026 popisali na štirih ploskvah na SPA Breginjski Stol (slika 1) in štirih ploskvah na SPA Julijci (slika 2).



Slika 1: Popisne ploskve za kotorno na SPA Breginjski Stol, 2026

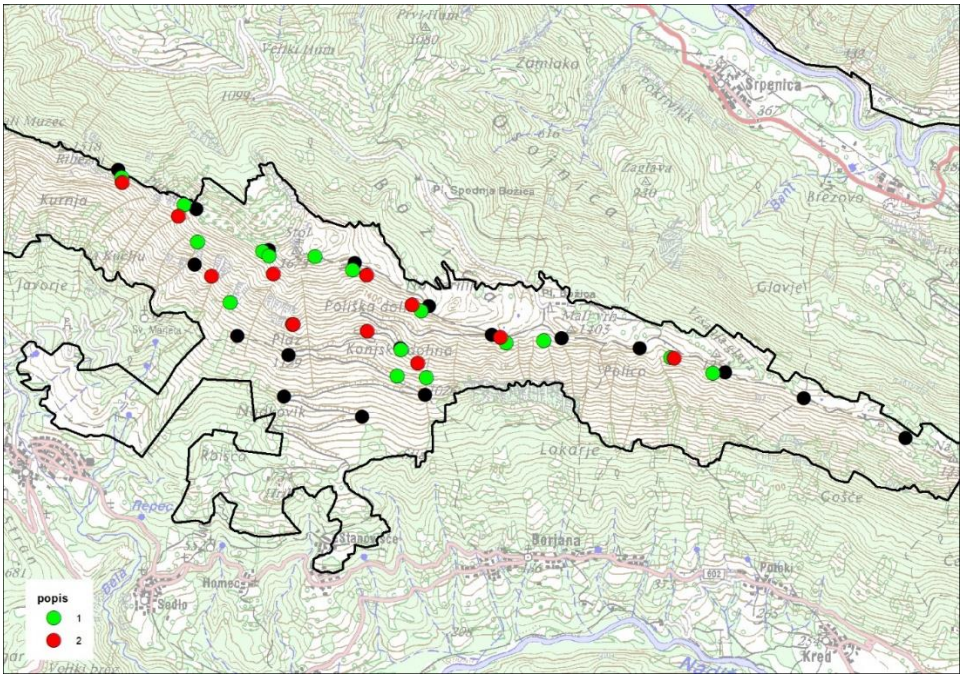


Slika 2: Popisne ploskve za kotorno na SPA Julijci, 2026

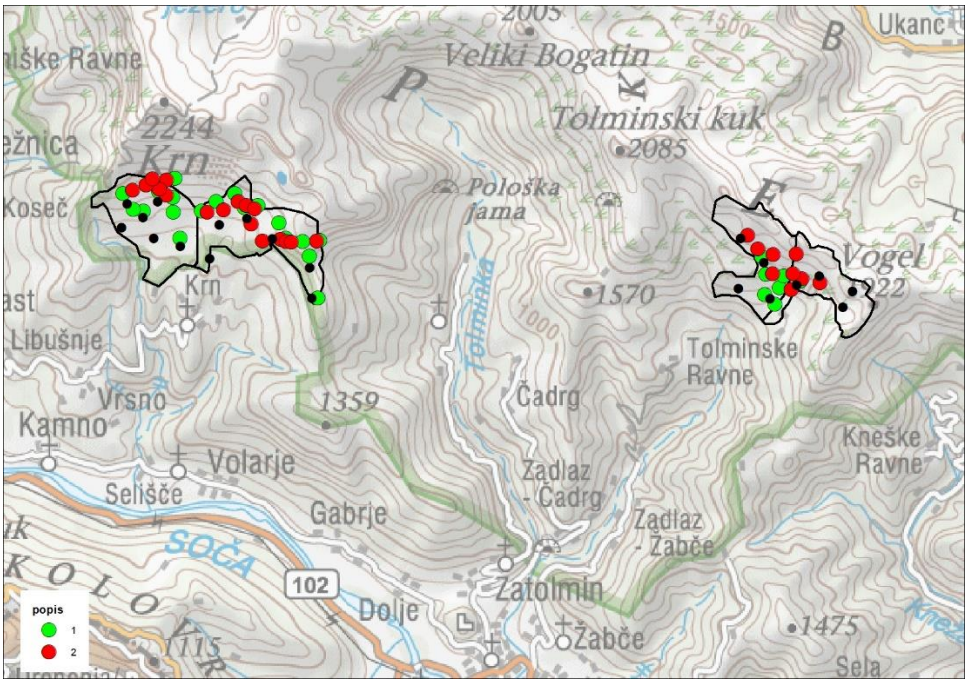
REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Na štirih popisnih ploskvah na Breginjskem Stolu smo v letu 2026 popisali 19 parov kotorn (slika 3), na štirih popisnih ploskvah v Julijcih pa 36 parov (slika 4). Rezultati popisov za obravnavane popisne ploskve med leti 2004-2026 so podani v tabeli 1.



Slika 3: Surovi, neinterpretirani rezultati popisa kotorne na SPA Breginjski Stol v letu 2026 (črne pike so popisne točke)



Slika 4: Surovi, neinterpretirani rezultati popisa kotorne na SPA Julijci v letu 2026 (črne pike so popisne točke)

Tabela 1: Število popisanih parov kotorne na popisnih ploskvah na SPA Julijci in SPA Breginjski Stol v obdobju 2004-2026. Rezultati za pretekla leta so povzeti po prejšnjih poročilih monitoringa SPA. Znak »/« pomeni, da štetje v tistem letu na ploskvi ni bilo opravljeno (enako velja tudi za vsa leta, ki v tabeli niso navedena).

SPA	**Ploskev**	**2004**	**2006**	**2007**	**2008**	**2010**	**2011**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**
Breginjski Stol	Stol-A	2	/	1	4	/	2	/	3	3	/	/	/	/	/	5[1]	3[1]	6	9[4]	4	5
	Stol-B	3	/	2	4	/	1	/	3	2	/	/	/	/	/	4	6	4	6	7	7
	Stol-C	/	/	2	2	/	0	/	2	2	/	/	/	/	/	0	1	3	6	5	5
	Stol-D	/	/	/	/	/	/	/	3	3	/	/	/	/	/	4	1	3	2	1	2
SKUPAJ		**5**	**/**	**5**	**10**	**/**	**3**	**/**	**11**	**10**	**/**	**/**	**/**	**/**	**/**	**13**	**11**	**16**	**23**	**17**	**19**
Julijci	Kuhinja-A	9	/	4	/	5	/	3	/	/	/	/	/	/	/	7	6	8[2]	9	11	10[6]
	Kuhinja-B	7	/	0	/	3	/	4	/	/	/	/	/	/	/	11	9	12[3]	13[5]	10	14
	Vogel-A	4	/	3	/	3	/	2	/	/	/	/	/	/	/	2	2	3	6	3	8
	Vogel-B	4	4	0	/	1	/	0	/	/	/	/	/	/	/	1	0	2	1	2	4
SKUPAJ		**24**	**4**	**7**	**/**	**12**	**/**	**9**	**/**	**/**	**/**	**/**	**/**	**/**	**/**	**21**	**17**	**25**	**29**	**26**	**36**

[1] od tega vsi pari 40-110 m izven meja popisne ploskve; šteli smo jih k ploskvi Stol-A
[2] od tega en par 50 m izven meja popisne ploskve; šteli smo ga k ploskvi Kuhinja-A
[3] od tega en par 35 m izven meja popisne ploskve; šteli smo ga k ploskvi Kuhinja-B
[4] od tega dva para 40-160 m izven meja popisne ploskve; šteli smo ju k ploskvi Stol-A
[5] od tega en par 45 m izven meja popisne ploskve; šteli smo ga k ploskvi Kuhinja-B
[6]od tega en par 120 m izven meja popisne ploskve; šteli smo ga k ploskvi Kuhinja-A

Trend vrste

Trend populacije kotorne na SPA Breginjski Stol in SPA Julijci za obdobje 2004-2026, izračunan s programom TRIM, je zmeren porast, prav tako za obe letos šteti območji skupaj (tabela 2).

Tabela 2: Trend populacije kotorne

Območje	Trend	Vrednost trenda[1]	Obdobje trenda
Breginjski Stol	zmeren porast	1.0511 ± 0.0127	2004-2026
Julijci	zmeren porast	1.0372 ± 0.0123	2004-2026
oba SPA skupaj	zmeren porast	1.0409 ± 0.0085	2004-2026

[1] skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

Ocena in številčnost vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti kotorne v letu 2025 **na popisnem območju Vipavski rob** (tri popisne ploskve) je 1 par (Denac 2025), v obdobju 2024-2026 **na popisnih območjih Julijci in Breginjski Stol** (štiri popisne ploskve na vsakem) pa 43-55 parov (tabela 1).

Ocena številčnosti kotorne **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska (tabela 3), je izdelana glede na recentne podatke spletnega portala o pticah (NOAGS) (DOPPS 2026) ter podatke monitoringa SPA. Za Breginjski Stol smo oceno izdelali tako, da smo velikost populacije iz revizije IBA (Denac *et al*. 2011) korigirali z vrednostjo trenda vrste na območju iz pričujočega poročila monitoringa, saj s popisom zajamemo večino populacije. Za SPA Julijci ocene iz revizije IBA (Denac *et al.* 2011) nismo popravljali s trendom iz pričujočega poročila, saj monitoring poteka le na manjšem delu SPA, povrh vsega pa zgolj na območjih, kjer poteka paša. Podatkov s planin, kjer je bila paša opuščena, nimamo, so pa tam populacije kotorn najverjetneje upadle.

Tabela 3: Populacijske ocene za kotorno na SPA v obdobju 2024-2026

SPA	Populacijska ocena	Vir za oceno
Kras	0-3 pari	DOPPS 2026
Vipavski rob	1-3 pari	Denac 2025
Snežnik - Pivka	0-3 pari	DOPPS 2026
Julijci	200-300 parov	Denac *et al*. 2011
Breginjski Stol	45-65 parov	Denac *et al.* 2011, trend 2004-2026 (to delo)

Ocena številčnosti kotorne **v Sloveniji** je povzeta po zadnjem poročilu po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024 (https://zrsvn-varstvonarave.si/informacije-za-uporabnike/katalog-informacij-javnega-znacaja/, 5. 8. 2026) in znaša **250-380 parov**.

DISKUSIJA

Kotorna je v Sloveniji najštevilnejša v tolminskih gorah ter na Breginjskem Stolu (Mihelič *et al*. 2019), kar je razvidno tudi iz podatkov štetja na teh območjih (npr. Denac 2021, 2022 & 2023, to poročilo). Ugotovljena številčnost in posledično tudi gostota sta bistveno višji kot npr. na SPA Vipavski rob (Denac 2020 & 2025) oziroma nasploh v dinarskem svetu (Mihelič *et al*. 2019). Izračunan trend kaže na porast populacije vsaj v delu alpskega sveta, ki je najverjetneje povezan s planinsko pašo (drobnica, krave), prisotno na vseh letošnjih popisnih območjih, za

katero je znano, da je izjemnega pomena za obstoj vrste (Rippa *et al.* 2011). Na planini Razor (popisni ploskvi Vogel A in B) se pase okoli 30 krav, na grebenu pa občasno tudi koze, ki pridejo iz bohinjske smeri (prosta paša; Gorazd Kutin *osebno*). Poleg tega se tam redno pasejo tudi mufloni. Na Breginjskem Stolu se pasejo krave in koze (zlasti na vzhodu na ovršnem delu, slika 5), zaraščanje pa upočasnjujejo tudi vsakoletni snežni plazovi, ki zlasti v žlebovih spodkopavajo in odnašajo lesno vegetacijo (to je izrazito predvsem na zelo strmih pobočjih na zahodnem delu grebena), ter alelopatsko delovanje gorskega jelenovca *Laserpitium siler* in kranjske selivke *Grafia golaka* (Dakskobler & Poldini 2012). Na ta način ostajajo zgornji deli južnih pobočij Stola na zahodnem delu grebena travnati in le redko poraščeni z lesno vegetacijo.



Slika 5: Koze ženejo na pašo na grebenski del Breginjskega Stola (foto: K. Denac)

Po drugi strani je znano, da so bile mnoge planine v alpskem svetu v preteklih nekaj desetletjih opuščene in so se posledično zarasle (npr. Bremec 2010, Rozman 2014). Stanja kotorn na opuščenih planinah ne spremljamo, vendar najverjetneje ni ugodno. Možno je tudi, da so s takšnih planin že izginile. Smiselno bi bilo preveriti stanje kotorne na nekaterih opuščenih planinah v alpskem svetu ter po potrebi ukrepati (revitalizacija planin z ekstenzivno pašo, pri čemer pa je treba varovati tudi gorske traviščne habitatne tipe).

Kotorne se v času gnezditve zadržujejo na zelo razgibanem, strukturiranem terenu, ki ga prekrivajo grušč, kamni, skale, posamezna drevesa in grmi, predeli z nizko vegetacijo (dostikrat gre za popašene površine) in golimi tlemi (slika 6). Preferirajo sončna, dokaj strma pobočja z obilico skrivališč, ki medsebojno niso preveč oddaljena. Gnezdo je v višji vegetaciji, skrito pod previsnim šopom trave, v grmovju ali skrivenčenem, pritlikavem drevju. Zimo lahko preživijo

na območju gnezdišč, če jim vreme to dopušča (brez snega), sicer pa se pomaknejo na nižje nadmorske višine, kjer na nezasneženih površinah najdejo dovolj trave in zeli (Hafner 1994). Prezimovališča so lahko več kilometrov oddaljena od gnezdišč (Bernard-Laurent 1991, Hafner 1994, Sučić 2008). Prezimovališča imajo za to stalnico enako velik pomen kot gnezdišča, zato je treba ohranjati oboja (Lups 2004).



Slika 6: Kotorne na Breginjskem Stolu in drugod po alpskem svetu naseljujejo travnata pobočja, prepredena s kamenjem in skalami (foto: D. Denac).

V tabeli 4 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na kotorno, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
opuščanje paše v hribovitem svetu in visokogorju, zaraščanje	zelo pomembno (-)	Budinski *et al*. 2010, Rippa *et al*. 2011, Brusaferro *et al.* 2019, BirdLife International 2020
naseljevanje tujerodnih vrst kotorn (križanje z *Alectoris chukar, A. rufa*)	pomembno (-)	Barilani *et al*. 2007, Kark et al. 2007, BirdLife International 2020
klimatske spremembe	pomembno (-)	Huntley *et al*. 2006
lov (vključujoč nelegalni lov)	lokalno pomembno (-), vendar ne v Sloveniji, kjer je vrsta zavarovana in je ni dovoljeno loviti	Budinski *et al*. 2010, BirdLife International 2025
množični turizem	lokalno pomembno (-)	BirdLife International 2020

ekstremni vremenski pojavi (npr. močno deževje v času gnezditve, visoka snežna odeja na prezimovališčih)	lokalno pomembno (-)	Bernard-Laurent & Léonard 2000, Giordano *et al*. 2013
KOPOP BK.13 Planinska paša (planinska paša po čredinkah ali s pastirjem), BK.6 Suhi kraški travniki in pašniki; IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij - vzpostavitev ekstenzivnih pašnikov	zelo pomemben (+)	vrednotenje omenjenih KOPOP za vrsto ne obstaja, vendar o velikem pomenu (ekstenzivne) paše lahko sklepamo glede na tuje vire, npr. Vavalekas *et al*. 1993, Rippa *et al*. 2011

VIRI

Barilani M., Bernard-Laurent A., Mucci N., Tabarroni C., Kark S., Garrido J.A.P., Randi E. (2007): Hybridisation with introduced chukars (Alectoris chukar) threatens the gene pool integrity of native Rock (*A. graeca*) and Red-legged (*A. rufa*) Partridge populations. Biological Conservation 137 (1): 57-69.

Bernard-Laurent A. (1991): Migrant Rock Partridges (*Alectoris graeca saxatilis*) in the southern French Alps. Journal für Ornithologie 132: 220-223.

Bernard-Laurent A., Léonard Y. (2000): Vulnerability of an alpine population of Rock partridge (*Alectoris graeca saxatilis*) to climatic events: evaluation with deterministic and stochastic models. Game and Wildlife Science 17 (2): 63-79

BirdLife International (2020): Species factsheet: Rock Partridge *Alectoris graeca*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/rock-partridge-alectoris-graeca, 29. 7. 2026.

BirdLife International (2025): Illegal killing of birds in Europe and the Mediterranean. https://datazone.birdlife.org/articles/illegal-killing-of-birds-in-europe-and-the-mediterranean, 29. 7. 2026

Bremec R. (2010): Zaraščanje na bohinjskih alpskih planinah. Diplomsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire.

Brusaferro A., Iesari V., Tardella F.M., Scocco P., Catorci A. (2019): Effect of grassland mosaic structure and dynamism on the reproductive habitat suitability for *Alectoris graeca* in central Apennines. Journal of Mountain Science 16: 2783–2792.

Budinski I., Čulina A., Mikulić K., Jurinović L. (2010): Bird species that have significantly changed breeding range on Croatian coastal area: comparison of 30 years old data and recent knowledge. Bird Census News 23: 49-58.

Dakskobler I., Poldini L. (2012): Two new tall herb communities with the dominant *Laserpitium siler* and *Grafia golaka* from the SE Alps (NE Italy, W Slovenia). Hacquetia 11 (1): 47–89.

Denac K. (2020): Kotorna *Alectoris graeca*. Str. 22-27. V: Denac K., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020 in sinteza monitoringa 2019-2020. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2021): Kotorna *Alectoris graeca*. Str. 33-39. V: Denac K., Blažič B., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2021. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2022): Kotorna *Alectoris graeca*. Str. 31-37. V: Denac K., Basle T., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2022. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2023): Kotorna *Alectoris graeca*. Str. 28-34. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2025): Kotorna *Alectoris graeca*. Str. 27-37. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Mihelič T., Božič L., Kmecl P., Jančar T., Figelj J., Rubinić B. (2011): Strokovni predlog za revizijo posebnih območij varstva (SPA) z uporabo najnovejših kriterijev za določitev mednarodno pomembnih območij za ptice (IBA). Končno poročilo (dopolnjena verzija). Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

DOPPS (2026): Novi ornitološki atlas gnezdilk Slovenije - internetna baza podatkov. DOPPS, Ljubljana [http://atlas.ptice.si/atlas], 29. 7. 2026.

Giordano O., Ficetto G., Tizzani P. (2013): Influence of weather-climate conditions on the breeding success of rock partridge *Alectoris graeca* in a population of the western Alps. Avocetta 37 (2): 125-127.

Hafner F. (1994): Das Steinhuhn in Kärnten. Okologie, Verhalten und Lebensraum. Naturwissenschaftlicher Verein fur Kärnten, Klagenfurt.

Huntley B., Collingham Y.C., Green R.E., Hilton G.M., Rahbek C., Willis S.G. (2006): Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. Ibis 148: 8–28.

Kark S., Perez Garrido J. A., Randi E. (2007): Hybridization with introduced chukars (*Alectoris chukar*) threatens the gene pool integrity of native rock (*A. graeca*) and red-legged (*A. rufa*) partridge populations. Biological Conservation 137: 57–69.

Lups P. (2004): Schnee als limitierened Daktor Fur das Steinhuhn *Alectoris graeca* in den Schweizer Alpen – eine Ubersicht. Der Ornithologische Beobachter 101: 295-306.

Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (ur.) (2019): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana.

Rippa D., Maselli V., Soppelsa O., Fulgione D. (2011): The impact of agro-pastoral abandonment on the Rock Partridge *Alectoris graeca* in the Apennines. Ibis 153: 721-734.

Rozman B. (2014): Analiza vidnih sprememb kulturne krajine na bohinjskih planinah s pomočjo fotografij. Diplomsko delo. Univerza v Novi Gorici, Fakulteta za znanosti o okolju.

Sučić I. (2008): Brojno stanje jarebice kamenjarke (*Alectoris graeca* Meisner) od 2000. do 2007. godine na planini Tušnici. Šumarski list 132 (7/8): 331-336.

Vavalekas K., Thomaidis C., Papaevangellou E., Papageorgiou N. (1993): Nesting biology of the rock partridge *Alectoris graeca graeca* in northern Greece. Acta Ornithologica 28 (2): 97-101.

KOSTANJEVKA *Aythya nyroca*

POVZETEK

Na SPA Črete je leta 2026 gnezdilo 4-11 parov kostanjevk, kar predstavlja eno izmed slabših let. Nizko število parov gre predvsem na račun slabega gnezditvenega leta na zadrževalniku Medvedce, ki je posledica zelo nizkega vodostaja. Dva para kostanjevk sta gnezdila na Račkih ribnikih, prvič pa je bila gnezditev potrjena na ribnikih v Grajevniku, oboje v Krajinskem parku Rački ribniki-Požeg. Trend maksimalnega števila parov je po letu 2017 na SPA Črete zmeren upad, trend števila potrjenih parov v vseh proučevanih obdobjih ter trend maksimalnega števila parov v celotnem obdobju spremljanja pa je negotov. Leta 2026 je kostanjevka gnezdila še na ribniku Komarnik, ki je v obdobju zadnjih treh let za Medvedcami drugo najboljše gnezdišče pri nas. Sicer je v zadnjih treh letih pri nas gnezdilo 18-33 parov kostanjevk na enajstih vodnih površinah, od tega 12-29 na SPA, kjer je vrsta kvalifikacijska - večina na SPA Črete (11-22 parov). Največja populacija izven SPA je na ribniku Komarnik. Ključna grožnja kostanjevki v Sloveniji je izguba in slabšanje kvalitete gnezdilnega habitata. Največji vpliv na uspešnost gnezditve in število gnezdečih parov je imel neugoden vodostaj na naših gnezdiščih, predvsem na zadrževalniku Medvedce in Cerkniškem jezeru. Veliko grožnjo predstavljajo še prisotnost tujerodnih vrst rib, velika obtežba gojenih rib, neustrezna vodna infrastruktura ter spiranje hranil in prsti s kmetijskih površin.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis je bil izveden v skladu s predvideno metodo popisa.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popis je bil izveden v predvidenem sezonskem okvirju.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popis je bil izveden v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

5 / 5

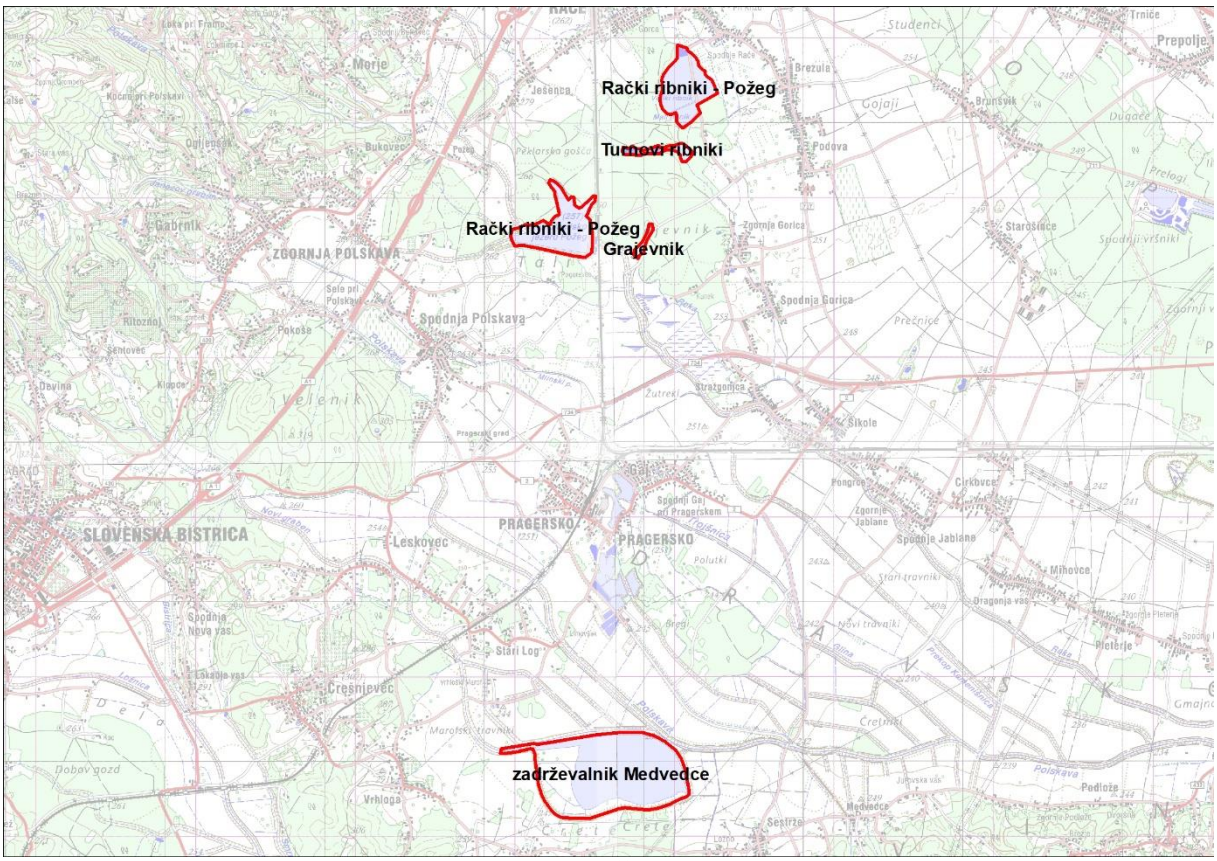
ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

6 / 22

POPISNO OBMOČJE 2026:

Kostanjevko smo leta 2026 popisovali na zadrževalniku Medvedce (dalje Medvedce) ter več površinah v Krajinskem parku Rački ribniki – Požeg (dalje KPRRP; Rački in Turnovi ribniki,

akumulacija Požeg in ribniki v Grajevniku). Za Medvedce to pomeni dva popisa, jutranji in večerni, za preostale površine pa en obisk v posamezni dekadi, navadno v opoldanskih urah.



Slika 1: Popisne ploskve za kostanjevko na SPA Črete

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Spomladanska selitev

Prva skupina treh kostanjevk je bila v letu 2026 na SPA Črete opazovana 6. marca na Medvedcah, dan zatem pa še skupina šestih na Račkih ribnikih. Na slednjih je bila opazna tudi spomladanska selitev, ko smo konec marca in začetek aprila opazovali več kot 20 kostanjevk (slika 2). Na Medvedcah je bila spomladanska selitev marca neizrazita, saj se je število dvignilo šele od sredine aprila dalje in ostalo visoko do sredine maja. Na preostalih spremljanih površinah kostanjevke v obdobju spomladanske selitve nismo zabeležili.

Gnezditev

V letu 2026 je kostanjevka potrjeno gnezdila na Račkih ribnikih, kjer smo opazovali vsaj dve speljani družini z osmimi in petimi mladiči. Prvič doslej smo gnezdenje kostanjevke potrdili na ribnikih v Grajevniku, kjer smo opazovali samico s šestimi mladiči. Na Medvedcah gnezdenja kostanjevke nismo zanesljivo potrdili. Smo pa v avgustu opazovali potencialno za let še nesposobnega mladiča, ki bi lahko bil speljan na zadrževalniku. Na Turnovih ribnikih

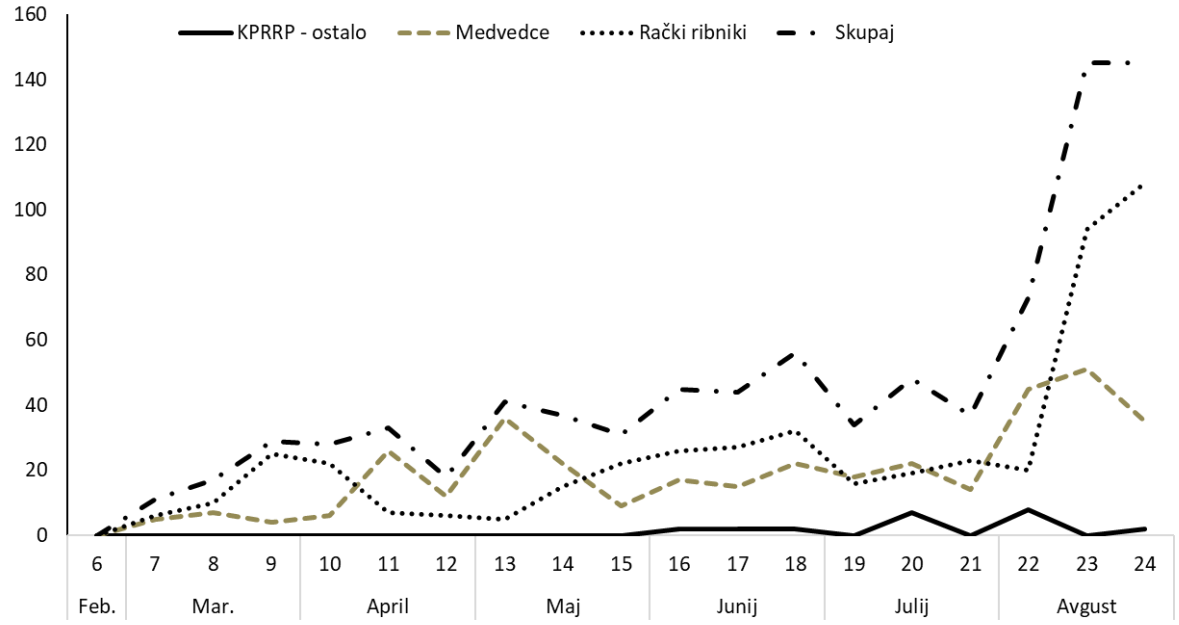
kostanjevke v gnezditvenem obdobju nismo zabeležili. Na Požegu smo kostanjevko sicer v juniju opazovali, a bi lahko pri tem šlo tudi par iz Grajevnika, ki ga tam v istih dekadah nismo zabeležili.
Na Medvedcah smo v 12. in 15. dekadi opazovali do 7 samcev kostanjevk in do 5 samic. V vmesnih dekadah se je število dvignilo celo do 24 samcev ter do 12 samic, a to lahko pripišemo tudi pozni selitvi oz. premikom med gnezdišči. Na Račkih ribnikih smo konec aprila in začetek maja opazovali do 3 samice in do 3 samce. Kasneje pa se je število obojih pričelo dvigat, vsaj deloma na račun kostanjevk iz Medvedc. Prvo speljano družino na Račkih ribnikih smo opazili 26.6., drugo pa 7.7. Na ribnikih v Grajevniku smo speljano družino opazovali 13.7. Na vseh vodnih površinah na SPA Črete skupaj je v letu 2025 gnezdilo 4 – 11 parov kostanjevk.

Tabela 1: Gnezditveni podatki za kostanjevko na SPA Črete v obdobju 2010-2026 (pari). Nižja številka v intervalih se nanaša na število opazovanih družin z mladiči, višja pa na maksimalno število opazovanih samcev v gnezditveni sezoni.

	Medvedce	**Rački ribniki**	**Požeg**	**Grajevnik**	**Turnovi ribniki**	**Skupaj**
2010	4-14	0-4	0	/	/	**4-18**
2011	0-9	2-12	0	/	/	**2-21**
2012	3-16	2-5	0	/	/	**5-21**
2013	9-28	2	0	/	/	**11-30**
2014	14-25	4-8	0-1	0-1	0	**18-35**
2015	10-20	0-12	0	0	0	**10-32**
2016	11-13	0-8	0	0	0	**11-21**
2017	0-27	0-4	0	0	0-9	**0-40**
2018	3-21	2	0-2	0	0	**5-25**
2019	0-10	0-4	1	0	0	**1-15**
2020	0-11	0-5	0-3	0	0-4	**0-23**
2021	6-8	0-4	0-2	0	0	**6-20**
2022	8-18	0-8	0-3	0	0	**8-29**
2023	7-13	0-3	0	0	0	**7-16**
2024	11	0-1	0-2	0	0	**11-14**
2025	11-19	0-3	0	0	0	**11-22**
2026	1-7	2-3	0	1	0	**4-11**

Pognezditveno obdobje

Število kostanjevk na SPA Črete se je zlagoma dvigovalo vse od začetka marca, ko so se pojavile, do konca julija. V avgustu pa se je število izrazito dvignilo in doseglo 145 osebkov. Dvig gre najbolj na račun Račkih ribnikov, kjer je prišlo do porasta z dobrih 20 na začetku avgusta na več kot 100 na koncu (slika 2). Število kostanjevk na zadrževalniku Medvedce se je dvignilo že eno dekado prej, a doseglo 50 osebkov na sredini avgusta, kasneje pa nekoliko upadlo. V pognezditvenem obdobju smo do dve kostanjevki opazovali še na Požegu. Na preostalih površinah jih v pognezditvenem obdobju nismo opazovali.



Slika 2: Sezonska dinamika (od februarja do konca avgusta) številčnosti kostanjevke v letu 2026 na zadrževalniku Medvedce, Račkih ribnikih ter skupaj na Požegu, Turnovih ribnikih in v ribnikih v Grajevniku. Številke na osi x se nanašajo na dekade.

Trend vrste

Trend kostanjevke na SPA Črete (Medvedce in KPRRP) je bil na osnovi potrjenih parov negotov v vseh treh uporabljenih obdobjih (2006-2026 – celotno obdobje, 2017-2026 – zadnjih 10 let in 2014/2017-2026 – obdobje od maksimalnega leta). Na osnovi maksimalnega števila samcev, t.j. maksimalnega števila parov, pa je bil trend ocenjen kot upadajoč za obdobje od maksimalnega leta, kar je tudi obdobje zadnjih 10 let, ter negotov za celotno obdobje 2006-2026 (tabela 2).

Tabela 2: Trendi gnezditvene populacije kostanjevke na SPA Črete (zadrževalnik Medvedce in KPRRP)

Obdobje trenda	**Trend na osnovi potrjenih parov***	**Trend na osnovi max. št. samcev***
2006-2026	negotov	negotov
2014/2017-2026	negotov**	/
2017-2026	negotov	zmeren upad

* skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE
** obdobje 2014-2026. V letu 2014 je bilo največ speljanih družin.

Ocena številčnosti vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti kostanjevke na **popisnem območju** (popisne ploskve na SPA Črete) ter na **SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska (Drava, Črete, Cerkniško jezero), za obdobje 2024-2026 je prikazana v tabeli 3.

V **Sloveniji** je v obdobju 2024-2026 gnezdilo 18-33 parov kostanjevk na enajstih lokacijah (tabela 3). Največ kostanjevk gnezdi na Medvedcah, kjer smo v povprečju opazovali 76,7 %

vseh speljanih družin. Leta 2024 so bile celo vse speljane družine v Sloveniji opazovane na Medvedcah. Po številu speljanih družin Medvedcem sledi ribnik Komarnik, kjer je kostanjevka gnezdila s po dvema paroma vsaj v dveh od treh let obravnavanega obdobja. V enem od treh let smo speljano družino kostanjevk opazovali še na Račkih ribnikih ter na ribniku Grajevnik. Tudi po maksimalnem številu ocenjenih parov so Medvedce na vrhu s polovico vseh potencialnih parov. V vseh treh letih je bila gnezditev kostanjevke možna še na Cerkniškem jezeru (17,6 % vseh potencialnih parov), ribniku Komarnik (12,2 %) in Račkih ribnikih (9,5 %), čeprav je bila na Cerkniškem jezeru leta 2026 gnezditev malo verjetna (Bordjan 2026). Gnezditev je bila možna še v dveh letih na ribnikih v Dragi pri Igu ter v posameznem letu še na Požegu, gramoznici Stari grad ter v naravnih rezervatih Ormoške lagune in Škocjanski zatok.

Tabela 3: Ocenjeno število parov kostanjevk v obdobju 2024-2026 na območju monitoringa, na območju posebnih varstvenih območij (SPA) za kostanjevko ter v Sloveniji

Lokacija		**2024**	**2025**	**2026**	**2024-2026**
SPA Črete	Zadrževalnik Medvedce	11	11-19	1-7	7-19
	Rački ribniki	0-1	0-3	2-3	1-3
	Požeg	0-2	0	0	0-2
	Ribniki v Grajevniku	0	0	1	0-1
	Turnovi ribniki	0	0	0	0
SPA Drava	NR Ormoške lagune	0	0-1	0	0-1
SPA Cerkniško jezero	Cerkniško jezero	0-6	0-6	0-1	1-6
Izven SPA	Ribnik Komarnik	0-2	2-3	2-4	2-4
	Draga pri Igu	0-1		0-1	0-1
	Gramoznica Stari grad			0-1	0-1
	NR Škocjanski zatok		0-1		0-1
Slovenija		**11-23**	**13-33**	**6-18**	**18-33**

DISKUSIJA

Gnezdilna sezona 2026 je bila za kostanjevko podpovprečna. Od leta 2010 so bila le štiri leta z manj opazovanimi speljanimi družinami (2011, 2017, 2019, 2020) in eno s prav tako 4 družinami (2010). Število možnih parov pa je celo najnižje v tem obdobju, zato ni presenetljivo, da je trend potencialnih parov od leta 2017 ocenjen kot upadajoč. V letu 2026 je bil na Medvedcah ponovno zelo nizek vodostaj, ki je bil posledica majhne količine padavin ter del na dovodnem kanalu zadrževalnika. Nizek vodostaj se je na zadrževalniku v preteklosti že izkazal za neugodnega (Bordjan 2010, 2011, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019a, 2020, 2021, 2022, 2023, 2024, 2025), leta 2026 pa je bil še posebej nizek. Zato je tudi število možnih parov najnižje od leta 2010. Obrežno rastlinje je bilo na začetku sezone od vode oddaljeno več deset metrov in šele v juniju so se blatni bregovi zarastli in v juliju tvorili potencialno ugoden habitat za gnezdenje kostanjevke. Ker kostanjevka gnezdi v obrežnem rastlinju tik ob vodi (Salvador & Amat 2024), je bil zadrževalnik vse do junija zanjo neprimeren. Kostanjevke lahko pričnejo z gnezdenjem tudi v juniju, kar bi lahko razložilo večje število kostanjevk, ki so kljub neprimernem habitatu vztrajale čez celotno pomlad. Plavajoče vodno rastlinje se je zaradi visokih temperatur razvilo hitreje kot običajno in je že konec maja pokrivalo večji del vodne površine. Ta je sicer nudila dober prehranjevalni habitat, a je hkrati oteževala opazovanje.

Tako je možno, da smo kakšno družino tudi spregledali. Na uspešno gnezdenje namiguje opazovanje mladostne ptice v sredini avgusta. Od konca pomladi, ko je rastlinje doseglo vodo, je bil nivo vode bolj ali manj stabilen in je omogočal uspešno speljavo potencialnih mladičev.
V obdobju 2010-2026 je bila gnezditev v KPRRP zabeležena sedmič. Letos so tam gnezdili vsaj trije pari, dva na Račkih ribnikih, in eden prvič tudi na Grajevniku. S tem je bila prekinjena serija šestih let, ko so verjetno vse kostanjevke gnezdile na zadrževalniku Medvedce. Kljub gnezdenju kostanjevk v KPRRP pa gnezdeča populacija iz Medvedc ni bila nadomeščena. V primerjavi s preteklima dvema letoma, ko smo opazovali 11 speljanih družin, jih manjka vsaj še sedem. Turnovi ribniki ter ribniki v Grajevniku so na videz primerni za gnezdenje kostanjevke, a so majhni in kot taki verjetno primerni za občasno gnezdenje posameznih parov. Požeg je zaradi večje globine in večje gostote rib (Musil 2006) manj primeren za gnezdenje kostanjevke. Primeren je manjši bazen, ki je od glavnega dela ločen z nasipom, a je še manjši od prej omenjenih ribnikov. Manjše število gnezdečih parov na Račkih ribnikih ostaja skrivnost. Ker je že na začetku sezone prisotnih malo parov, se kostanjevkam verjetno že na začetku sezone zdijo ribniki manj primerni. Možen razlog je prevelika gostota rib (Salvador & Amat 2024), ki predvsem zmanjša količino hrane v času gnezdenja in tako negativno vpliva na gnezdenje rac (Musil 2006). To je možno kljub več kot 100 kostanjevkam v pognezditvenem obdobju, saj se takrat ribe krmi in je zato na voljo več hrane. Mogoče je še največja omejitev površina obrežnih rastlin, zaradi katere je večji potencialni pritisk plenilcev, ki so pomembna grožnja gnezdenju kostanjevk (Petkov 2020, Salvador & Amat 2024). Zanimivo je, da na ribniku Komarnik gnezdi podobno število kostanjevk in to bolj redno kot na Račkih ribnikih. Čeprav je skupna vodna površina večja na Račkih ribnikih, je bolj stabilna populacija na Komarniku posledica večje površina obrežne močvirske vegetacije.
Medvedce so bile kljub slabemu letu za kostanjevko še vedno najboljša gnezditvena lokacija za vrsto v Sloveniji. V zadnjih treh letih je tam gnezdilo med polovico do tri četrtine celotne slovenske populacije, zaradi česar se izpad uspešnega gnezdenja na zadrževalniku pozna na celotni slovenski populaciji. Druga najpomembnejša lokacija v zadnjih treh letih je Komarnik - edina preostala vodna površina, kjer v zadnjem obdobju kostanjevka gnezdi redno. V zadnjih treh letih je bila gnezditev praktično odsotna v NR Ormoške lagune, kjer so v prvem letu obrežno rastlinje popasli vodni bivoli, v naslednjih dveh letih pa se je poznal zelo močan vpliv velike gostote soma *Silurus glanis* (L. Božič *osebno*), ki je znan plenilec vodnih ptic (Robinson & Hughes, 2006, Salvador & Amat, 2024). Vrsta bi sicer lahko gnezdila na Cerkniškem jezeru, a gnezdenje tam v zadnjih treh letih ni bilo nedvoumno dokazano (Bordjan & Kraševec 2026). Ob omenjenih vodnih telesih je bila kostanjevka možna gnezdilka na kar petih drugih lokacijah s po enim ali največ dvema paroma (DOPPS 2026). Še najbolj zanimivi so ribniki v Dragi pri Igu, kjer je bila kostanjevka v dveh letih opazovana večkrat v gnezditveni sezoni.
Ključna grožnja za kostanjevko je izguba mokrišč (Robinson & Hughes 2006), ki se lahko kaže v obliki uničenja in degradacije plitvih evtrofnih vodnih teles kot posledica izsuševanja, odvzema vode za potrebe kmetijstva, evtrofikacije, onesnaženja, kanaliziranja rek ali gradnje infrastrukture na rečnih sistemih. Kvaliteto gnezdišč poslabša uničevanje obrežne vegetacije, posebna grožnja pa je opuščanje ali intenzifikacija ribogojne dejavnosti (Petkov 2020, Salvador & Amat 2024). Večanje evtrofikacije zaradi spiranja hranil s kmetijskih površin zmanjša primernost mokrišča, poveča se motnost vode, nalaganje usedlin in razrast alg, ki zmanjšajo dostopnost hrane za kostanjevko. V skrajnih primerih alge celo izločajo strupe, ki lahko naredijo mokrišča zanjo docela negostoljubna (Petkov 2025). Vodne razmere imajo ključen vpliv na gnezditveni uspeh kostanjevke tako preko daljših sušnih obdobij, ki znižajo vodostaj, kot poplav v času gnezdenja (IUCN 2019). Gnezditveni uspeh kostanjevke je neposredno

povezan z nihanjem vodne gladine. Poplave, suše in nihanja zaradi delovanja jezov, namakanja in osuševanja znižujejo gnezditveni uspeh. Nižji vodostaj povečuje dostop plenilcev in zniža površino ugodnega habitata (Petkov 2025).

Velik vpliv na kvaliteto mokrišč ima vnos tujerodnih vrst rib, kot je npr. rastlinojedi beli amur *Ctenopharyngodon idella*, ki lahko močno zmanjša količino vodnih rastlin in s tem tudi hrano za kostanjevko. Podobno lahko zmanjšajo kvaliteto gnezdišč prenosi sicer avtohtonih vrst rib iz enega v drugo mokrišče. Primer tega je vnos soma, ki pleni mladiče vodnih ptic. Ob dovolj veliki gostoti lahko mokrišča postanejo popolnoma neprimerna za gnezdenje. Kvaliteto gnezdišč zmanjša tudi povečana gostota krapa *Cyprinus carpio*, še posebej na območjih, kjer ni domoroden. Krap negativno vpliva na populacije rac, predvsem potapljavk, s povečanjem motnosti vode in zmanjšanjem količine hrane, ki je na voljo (Petkov 2025). Kostanjevko, njene mladiče ali pa jajca lahko pleni veliko plenilcev, kot so npr. belorepec *Haliaeetus albicilla*, lisica *Vulpes vulpes*, vidra *Lutra lutra*, siva vrana *Corvus corone*, sraka *Pica pica*, rjavi lunj *Circus aeruginosus*, črnomorski galeb *Larus cachinnans* ter ščuka *Esox lucius* in som, verjetno pa tudi divji prašič *Sus scrofa*. Plenilci lahko predstavljajo do 30 % smrtnosti mladičev. Obseg vpliva plenilcev se zniža s povečanjem obsega in gostote obrežnega rastja (Petkov 2020, Salvador & Amat 2024). Ob domorodnih plenilcih imajo pomemben vpliv na populacije kostanjevk tudi tujerodni plenilci (Brzeziński *et al*. 2020), še posebej rakun *Procyon lotor*, ameriški mink *Neogale vison* in črna podgana *Rattus rattus* (Petkov 2020, Salvador & Amat 2024).

V posameznih državah so zelo pomembna grožnja kostanjevki še lov, antropogene motnje, ribolov ter zastrupitev s svincem. Motnje s strani človeka v času gnezdenja, npr. čolnarjenje in uporaba težke mehanizacije, lahko močno znižajo gnezditveni uspeh kljub ugodnemu habitatu. Ob večjih in rednih motnjah se raba habitata kostanjevke močno zniža in ptice se lahko celo nekaj časa izogibajo sicer na videz primernemu habitatu. Nočni lov v bližini gnezdišč vodi v opustitev gnezdenja, zmanjšanje gnezditve ali propad legel. V posameznih letih lahko motnje vodijo v propad celotne gnezditvene populacije (Petkov 2020).

V Sloveniji je edino pretežno naravno gnezdišče kostanjevke Cerkniško jezero, kjer so največja grožnja nestabilne vodne razmere. V zadnjem obdobju je pogost nenaden dvig vode v gnezdilnem obdobju ali pa voda prehitro presahne (Blatnik *et al.* 2024), kar je verjetno eden izmed razlogov za odsotnost potrditve gnezdenja na Cerkniškem jezeru. Podoben problem ima tudi naše največje gnezdišče, kjer se pogosto pojavljajo sušna leta, kot je bilo letošnje, ali pa je zabeležen nenaden dvig vodostaja zaradi poletnih neviht (Bordjan 2019b). V letih s prenizkim vodostajem na zadrževalniku Medvedce gnezdi manj parov ali pa sploh ne. Z izjemo Cerkniškega jezera so vsa ostala gnezdišča antropogenega nastanka, v večini primerov gre za ribogojne objekte, kjer je pogosto visoka gostota rib, ki delujejo negativno na populacijo kostanjevk (Musil 2006, Petkov 2020). Na nekaterih lokacijah je grožnja tudi neustrezna infrastruktura, kot na Račkih ribnikih, kjer je zelo nizek dotok vode, ali pa večanje količine mulja v ribnikih. Dotok večine ribnikov je speljan čez kmetijsko krajino, kjer se ob večjih padavinah spirajo tako hranila kot prst. Oboje povečuje evtrofnost in motnost vodnih površin. Poveča se tudi nalaganje mulja, zaradi česar ribniki postajajo vse bolj plitvi. Na Cerkniškem jezeru na slabšanje kvalitete habitata vpliva tudi košnja trstišč.

Vpliv na populacijo kostanjevk ima lov, ki vpliva predvsem na preživetje poznih legel v jeseni (Bordjan 2019a). Se je pa pomen tega vpliva v zadnjem obdobju pri nas zmanjšal, saj je večina gnezdišč postala del nelovnih površin.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na kostanjevko, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za to vrsto**	**Vir**
podnebne spremembe	zelo pomemben (-)	Pogostejša sušna obdobja nižajo vodostaj, zaradi katerega gnezdi manj kostanjevk. Pogostejše poletne nevihte lahko uničijo vsa legla lokalne populacije. Bordjan 2019b, IUCN 2019, Petkov 2020, 2025, Robinson & Hughes 2006, Salvador & Amat 2024
tujerodne vrste rib	zelo pomemben (-)	Rastlinojede vrste slabšajo kvaliteto habitata, vsejede vrste nižajo količino hrane, ki je na voljo, plenilci pa plenijo mladiče, redkeje tudi odrasle ptice. IUCN, 2019, Petkov 2020, 2025, Robinson & Hughes, 2006, Salvador & Amat, 2024
intenzifikacija ribogojne dejavnosti	zelo pomemben (-)	Višanje gostote rib, niža količino hrane, ki je na voljo ter veča motnost. Musil 2006, IUCN, 2019, Petkov 2020, 2025, Robinson & Hughes, 2006, Salvador & Amat, 2024
lov	pomemben (-)	Vpliva na preživetje poznih legel in dviga jesensko smrtnost (IUCN 2019, Petkov 2020, 2025, Robinson & Hughes 2006, Salvador & Amat 2024).
plenjenje	potencialno lokalno pomemben (-)	Petkov 2020, 2025, Robinson & Hughes 2006, Salvador & Amat 2024
spiranje hranil in prsti s kmetijskih površin	potencialno lokalno pomemben (-)	Spiranje s kmetijskih površin slabša primernost mokrišč, poveča motnost vode, nalaganje usedlin in razrast alg (Petkov 2020).
KOPOP BK.5 Ohranjanje mokrišč in barij, BK.14 Habitati ptic vlažnih ekstenzivnih travnikov	potencialno lokalno pomemben (-)	Na Cerkniškem jezeru je del trstišč, ki so pomemben del habitata kostanjevke, zavedenih kot trajno travinje (koda rabe tal 1300) in se jih kosi, kar manjša površino primernega habitata za kostanjevko.
IRP13 Izgradnja namakalnih sistemov, ki so namenjeni več uporabnikom, IRP40 Individualni namakalni sistemi in nakup namakalne opreme, IRP14 Tehnološke posodobitve namakalnih sistemov, ki so namenjeni več uporabnikom, IRP41 Tehnološke posodobitve individualnih namakalnih sistemov	potencialno lokalno pomemben (-/+)	Namakalni sistemi lahko na kostanjevko vplivajo negativno, če se zajem vode za namakanje vrši na vodnih telesih, kjer se vrsta pojavlja oziroma na vodotokih, ki ta vodna telesa napajajo. V primeru intervencij IRP14 in IRP41 bi vpliv na kostanjevko lahko bil pozitiven, saj je poglavitni cilj intervencij zmanjšana poraba vode in s tem racionalnejše upravljanje z vodnimi viri.

VIRI

Blatnik M., Gabrovšek F., Ravbar N., Frantar P., Gill L.W. (2024): Assessment of climatic and anthropogenic effects on flood dynamics in the Cerkniško Polje (SW Slovenia) based on a 70-year observation dataset. Journal of Hydrology, Regional Studies 51: 101609.

Bordjan D. (2010): Kostanjevka *Aythya nyroca*. Str. 20-25. V: Denac K., Božič L., Rubinić B., Denac D., Mihelič T., Kmecl P., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Popisi gnezdilk in spremljanje preleta ujed spomladi 2010. Delno poročilo. Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2011): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 18-24. V: Denac K., Mihelič T., Denac D., Božič L., Kmecl P., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Popisi gnezdilk spomladi 2011 in povzetek popisov v obdobju 2010-2011. Končno poročilo. Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2013): Kostanjevka *Aytha nyroca*. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Denac D., Kmecl P., Figelj J., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2012 in 2013. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2014): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 27-37. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Kmecl P., Denac D., Bordjan D., Jančar T., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2014. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2015): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 15-21. V: Denac K., Mihelič T., Kmecl P., Denac D., Bordjan D., Figelj J., Božič L., Jančar T.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2015. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2016): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 26-36. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Božič L., Jančar T., Denac D., Bordjan D., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2017): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 13-19. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Jančar T., Denac D., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2017. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2018): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 27-35. V: Denac K., Jančar T., Božič L., Mihelič T., Koce U., Kmecl P., Kljun I., Denac D., Bordjan D. (2018): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2018 in sinteza monitoringa 2016-2018. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2019a): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 23-31. V: Denac K., Božič L., Jančar T., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U. (2019): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2019. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan, D. (2019b): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 94–95. V: Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (ur): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002-2017. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2020): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 28-34. V: Denac K., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020 in sinteza monitoringa 2019-2020. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2021): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 40-48. V: Denac K., Blažič B., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2021. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2022): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 28-36. V: Denac K., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020 in sinteza monitoringa 2019-2020.Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2023): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 35-43. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U., Mihelič T.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2024): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 40-47. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2025): Kostanjevka *Aytha nyroca*. Str. 38-45. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bordjan D. (2026): Ekološke potrebe kostanjevke *Aythya nyroca* in rjavovratega ponirka *Podiceps grisegena* s poudarkom na Cerkniškem jezeru. 101114184 — LIFE22-NAT-SI-LIFE TRSCA 11 str.

Bordjan D., Kraševec R. (2026): Vmesno poročilo o spremljanju populacij ptic na območju projekta LIFE TRŠCA. LIFE Tršca, naloge T.7.1.i, T.7.1.ii in T.7.3.i. DOPPS, Ljubljana, avgust 2026. 25 str.

Brzeziński M., Żmihorski M., Nieoczym M., Wilniewczyc P., Zalewski A. (2020): The expansion wave of an invasive predator leaves declining waterbird populations behind. Biodiversity and Distributions 23 (1): 138-150.

DOPPS (2026): Novi ornitološki atlas gnezdilk Slovenije - internetna baza podatkov. DOPPS, Ljubljana [http://atlas.ptice.si/atlas]

Gollop J.B., Marshal W.H. (1954): A guide for aging duck broods in the field. Mississippi – Flyway Council Technical Section, Northern Prairie Wildlife Research Center.

IUCN (2019): *Aythya nyroca*: BirdLife International: The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T22680373A152620862.

Musil P. (2006): A review of the effects of intensive fish production on waterbird breeding populations. Str. 520–521. V: Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A. (ur.): Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh.

Petkov N. (2020): *Aythya nyroca* Ferruginous Duck. V: Keller V., Herrando S., Vorisek P., Franch M., Kipson M., Milanesi P., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M.V., Bauer H.-G., Foppen R.P.B. (ur.): European Breeding Bird Atlas 2. Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions.

Petkov N. (2025): Habitat requirements and management recomendations for breeding sites of ferruginous duck (*Aythya nyroca*). BSPB/BirdLife Bulgaria.

Robinson J.A., Hughes B. (2006): International Single Species Action Plan for the Conservation of the Ferruginous Duck *Aythya nyroca*. CMS Technical Series No. 12 & AEWA Technical Series No. 7.

Salvador A., Amat J.A. (2024): Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*), version 2.0. V: Birds of the World (Kirwan G. M., Keeney, B. K. Ur.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://doi.org/10.2173/bow.ferduc.02

PRILOGA 1: Število zabeleženih kostanjevk (osebki) na posameznih popisnih ploskvah na SPA Črete v letu 2026 po popisnih datumih. V stolpcu »Mladiči / opombe« številčno-črkovne kode (npr.: 1a) predstavljajo ocenjeno starost mladičev po Gollop & Marshal (1954), številka pa število mladičev.

Dekada	Lokacija	Datum	Število	Samec	Samica	Mladiči
12	Medvedce	26.04.2026	12	7	5	
	Medvedce zvečer	27.04.2026	11	7	4	
	Požeg	26.04.2026	0			
	Rački ribniki	26.04.2026	6	3	3	
	Turnovi ribniki	26.04.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	/				
13	Medvedce	8.05.2026	36	24	12	
	Medvedce zvečer	7.05.2026	19	14	5	
	Požeg	8.05.2026	0			
	Rački ribniki	8.05.2026	5	3	2	
	Turnovi ribniki	8.05.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	8.05.2026	0			
14	Medvedce	19.05.2026	21	15	6	
	Medvedce zvečer	18.05.2026	22		3	
	Požeg	20.05.2026	0			
	Rački ribniki	20.05.2026	15	10	5	
	Turnovi ribniki	20.05.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	20.05.2026	0			
15	Medvedce	28.05.2026	8	6	2	
	Medvedce zvečer	28.05.2026	9	6	3	
	Požeg	28.05.2026	0			
	Rački ribniki	28.05.2026	22	16	6	
	Turnovi ribniki	28.05.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	28.05.2026	0			
16	Medvedce	6.06.2026	17	13	4	
	Medvedce zvečer	6.06.2026	13	10	3	
	Požeg	6.06.2026	0			
	Rački ribniki	6.06.2026	26	21	5	
	Turnovi ribniki	6.06.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	6.06.2026	2	1	1	
17	Medvedce	12.06.2026	15	12	3	
	Medvedce zvečer	12.06.2026	10	6	4	
	Požeg	12.06.2026	2	2	0	
	Rački ribniki	12.06.2026	27	23	4	
	Turnovi ribniki	12.06.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	12.06.2026	0			

Dekada	Lokacija	Datum	Število	Samec	Samica	Mladiči
18	Medvedce	26.06.2026	18	16	2	
	Medvedce zvečer	26.06.2026	16	11	5	
	Požeg	26.06.2026	2	1	1	
	Rački ribniki	26.06.2026	42	25	9	1b-8
	Turnovi ribniki	26.06.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	26.06.2026	0			
19	Medvedce	7.07.2026	18	13	5	
	Medvedce zvečer	6.07.2026	18	15	3	
	Požeg	7.07.2026	0			
	Rački ribniki	7.07.2026	20	12	3	1c-5
	Turnovi ribniki	7.07.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	7.07.2026	0			
20	Medvedce	12.07.2026	23	20	3	
	Medvedce zvečer	12.07.2026	11	10	1	
	Požeg	13.07.2026	0			
	Rački ribniki	13.07.2026	19	12	3	1c-4
	Turnovi ribniki	13.07.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	13.07.2026	7		1	1a-6
21	Medvedce	20.07.2026	14	13	1	
	Medvedce zvečer	20.07.2026	6	4	2	
	Požeg	20.07.2026	0			
	Rački ribniki	20.07.2026	23	14	7	1b-1, 1c-1
	Turnovi ribniki	20.07.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	20.07.2026	/			
22	Medvedce	31.07.2026	45	42	3	
	Medvedce zvečer	31.07.2026	25	17	8	
	Požeg	31.07.2026	0			
	Rački ribniki	31.07.2026	20	16	4	
	Turnovi ribniki	31.07.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	31.07.2026	8	1	1	1b-6
23	Medvedce	13.08.2026	51	37	13	1 juv
	Medvedce zvečer	12.08.2026	39			
	Požeg	14.08.2026	0			
	Rački ribniki	14.08.2026	94	65	22	
	Turnovi ribniki	14.08.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	14.08.2026	0			
24	Medvedce	22.08.2026	35	26	9	
	Medvedce zvečer	26.08.2026	25	20	5	
	Požeg	22.08.2026	2	2		
	Rački ribniki	22.08.2026	109	71	38	
	Turnovi ribniki	22.08.2026	0			
	Ribniki v Grajevniku	22.08.2026	0			

VELIKA UHARICA *Bubo bubo*

POVZETEK

V letu 2026 smo na devetih popisnih ploskvah znotraj SPA Kras in SPA Vipavski rob zabeležili 21 zasedenih teritorijev velike uharice, od tega 15 na SPA Kras in 6 na SPA Vipavski rob. Populacijski trend, izračunan na podlagi števila zasedenih teritorijev, je na obeh območjih stabilen. Prisotnost speljanih mladičev smo potrdili v 18 zasedenih teritorijih, od tega v 14 na SPA Kras in štirih na SPA Vipavski rob. Zunaj popisnih ploskev smo na SPA Kras potrdili še tri zasedene teritorije, vsi trije pa so bili uspešni. Na celotnem SPA Kras je bilo tako v letu 2026 znanih najmanj 18 zasedenih teritorijev, od katerih je bilo 17 uspešnih. Na vplivnem območju SPA Vipavski rob smo našli dve veliki uharici, poginuli zaradi elektroudara. Na SPA Kras smo zaradi motokros vožnje v bližini gnezdišča izvedli varstveno intervencijo z namestitvijo opozorilnih tabel in videokamer ter o kršitvi obvestili pristojne organe. Po izvedeni intervenciji nadaljnjih motenj nismo zaznali, gnezditev pa je bila uspešna. Rezultati kažejo na zelo dobro stanje spremljanega dela populacije velike uharice na SPA Kras in so skladni s pozitivnimi učinki izvedenih sanacij nevarnih srednjenapetostnih daljnovodov. Hkrati dva primera elektroudara na vplivnem območju SPA Vipavski rob ponovno opozarjata na nevarnost nesaniranih delov srednjenapetostnega električnega omrežja za veliko uharico.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis v letu 2026 je bil izveden v skladu s predpisano metodo. Tradicionalni skupinski popis velike uharice Gugalnica je bil izveden 27. 2. 2026.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popis teritorialnih samcev oziroma zasedenih teritorijev je bil izveden v predvidenem sezonskem okviru. Tako kot v zadnjih nekaj letih je bil popis uspešnosti gnezditve (ugotavljanje prisotnosti speljanih mladičev) poleg junija izveden tudi julija in avgusta, s čimer smo izboljšali kakovost zbranih podatkov. Podaljšanje popisne sezone za ugotavljanje prisotnosti speljanih mladičev je pomembno tudi zaradi beleženja primerov elektroudara v obdobju po speljavi, ko so mladiči še posebej izpostavljeni tej grožnji.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popis je bil izveden v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

9 / 9

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

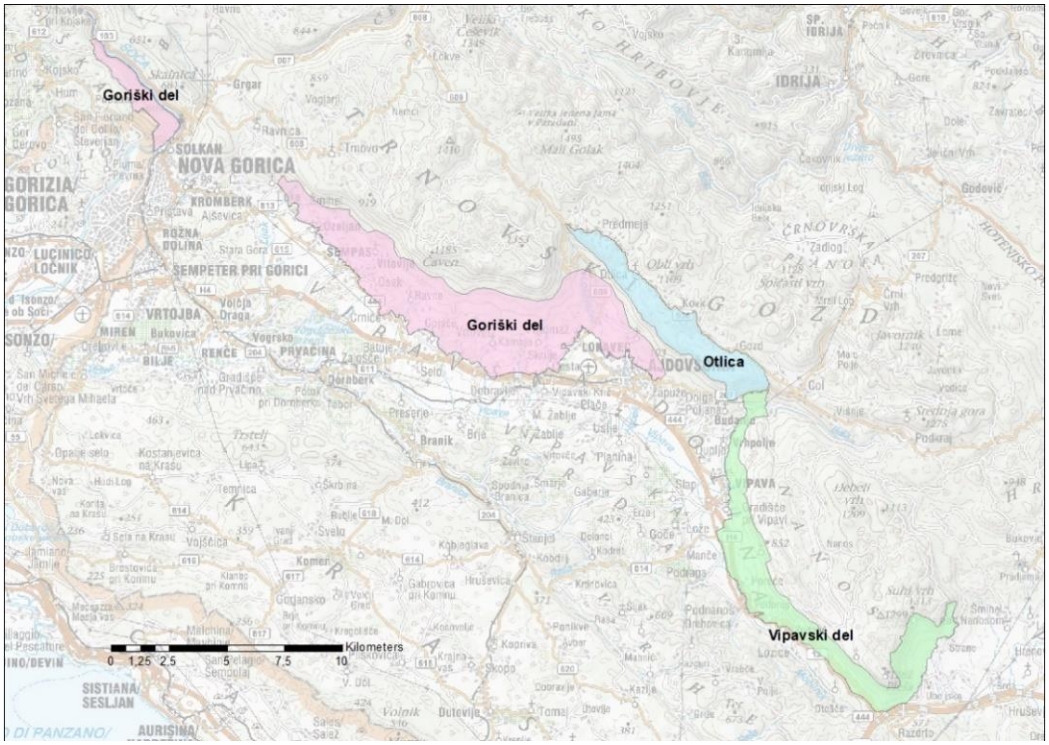
20/55 (V primeru več udeležencev na posamezni popisni točki je štet le en popisni dan. Upoštevani so samo popisni dnevi, ki so bili izvedeni izključno z namenom monitoringa SPA.)

POPISNO OBMOČJE 2026:

V letu 2026 je bilo popisanih šest ploskev na SPA Kras (Kras 3, Kras 2, Kras 1, Divača, Kraški rob in Komen–Štorje, slika 1) ter tri ploskve na SPA Vipavski rob (Vipavski del, Goriški del in Otlica, slika 2).



Slika 1: Popisne ploskve za veliko uharico na SPA Kras v letu 2026



Slika 2: Popisne ploskve za veliko uharico na SPA Vipavski rob v letu 2026

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Na devetih popisnih ploskvah smo zabeležili 21 zasedenih teritorijev velike uharice, od tega šest na SPA Vipavski rob in 15 na SPA Kras. Prisotnost speljanih mladičev smo potrdili v 18 zasedenih teritorijih, od tega v štirih na SPA Vipavski rob in 14 na SPA Kras. Rezultati po posameznih popisnih ploskvah so prikazani v tabeli 1.

Tabela 1: Število zasedenih teritorijev velike uharice in število uspešnih gnezditev (potrjena prisotnost speljanih mladičev) po posameznih popisnih ploskvah na SPA Vipavski rob in SPA Kras v letu 2026

Območje	Popisna enota	2026 teritoriji	2026 mladiči
Vipavski rob	Vipavski del	3	1
	Goriški del	3	3
	Otlica	0	0
Kras	Kras 3 (Branik-Štanjel)	2	2
	Kras 2 (Brestovica-Tomaj)	0	0
	Kras 1 (Štorje-Gabrk)	0	0
	Divača	3	2
	Kraški rob	9	9
	Komen-Štorje	1	1
SKUPAJ		**21**	**18**
SKUPAJ Vipavski rob		6	4
SKUPAJ Kras		15	14

Tudi v letu 2026 smo zabeležili izrazito razliko med popisnimi ploskvami na SPA Kras in SPA Vipavski rob. Na popisnih ploskvah SPA Kras je bilo zabeleženih 15 od skupno 21 zasedenih teritorijev. Na SPA Kras smo tako zabeležili doslej največje število zasedenih teritorijev (15) in uspešnih gnezditev (14) v obdobju monitoringa, medtem ko so bile vrednosti na SPA Vipavski rob tako glede števila zasedenih teritorijev (6) kot uspešnih gnezditev (4) bližje dolgoletnemu povprečju (sliki 4 in 5).

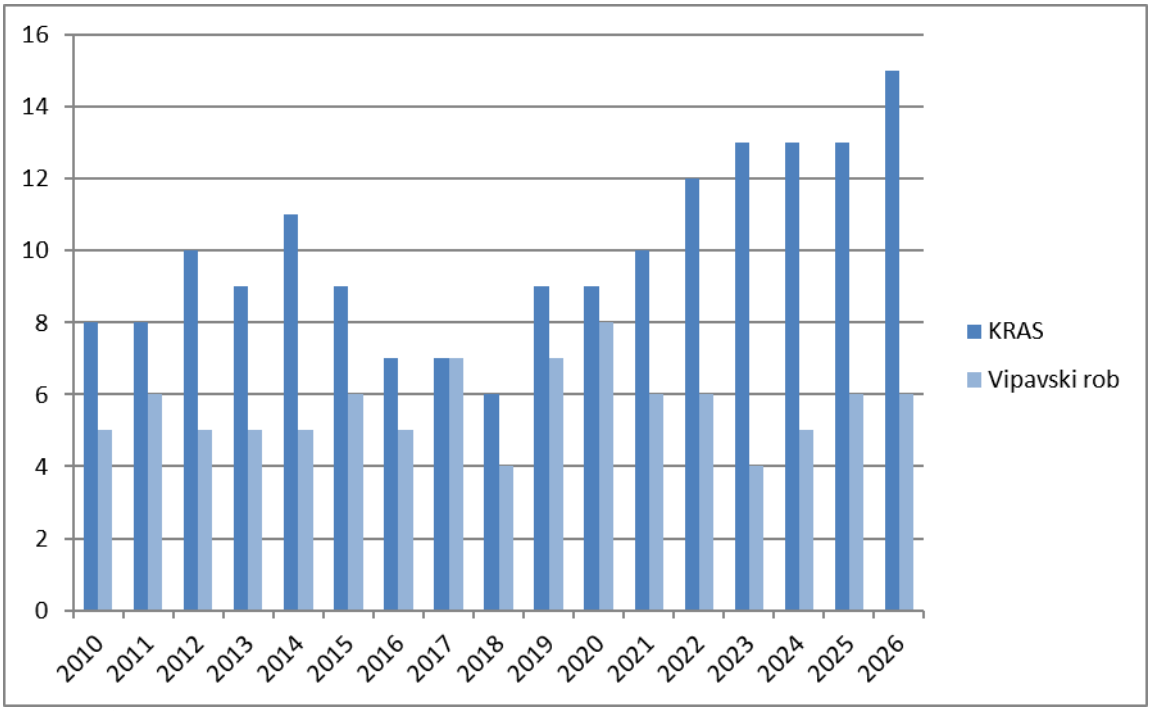
Z dodatnimi popisi, opravljenimi v okviru prostovoljnega dela, smo na SPA Kras zunaj popisnih ploskev potrdili še tri zasedene teritorije. V vseh treh je bila potrjena tudi prisotnost speljanih mladičev. Na celotnem območju SPA Kras je bilo tako v letu 2026 znanih najmanj 18 zasedenih teritorijev, od katerih je bilo 17 uspešnih.

Po sanaciji nevarnih srednjenapetostnih daljnovodov se je v letu 2026 znotraj Parka Škocjanske jame vzpostavil že drugi teritorij velike uharice. V okviru letošnjega monitoringa na SPA Kras nismo zabeležili nobenega primera elektroudara velike uharice na srednjenapetostnem električnem omrežju. Nasprotno smo na vplivnem območju SPA Vipavski rob, manj kot 1 km od meje območja, v letu 2026 zabeležili dva primera pogina velike uharice zaradi elektroudara na srednjenapetostnem električnem omrežju.

Na SPA Kras smo v obdobju gnezdenja v bližini enega od gnezdišč zaznali nedovoljeno vožnjo z motokros motorji v naravnem okolju. O dogodku smo obvestili pristojne službe ter na območju namestili opozorilne table in videokamere (slika 3). Po namestitvi opozorilnih tabel nadaljnjih kršitev nismo zaznali, gnezditev na lokaciji pa je bila uspešna.

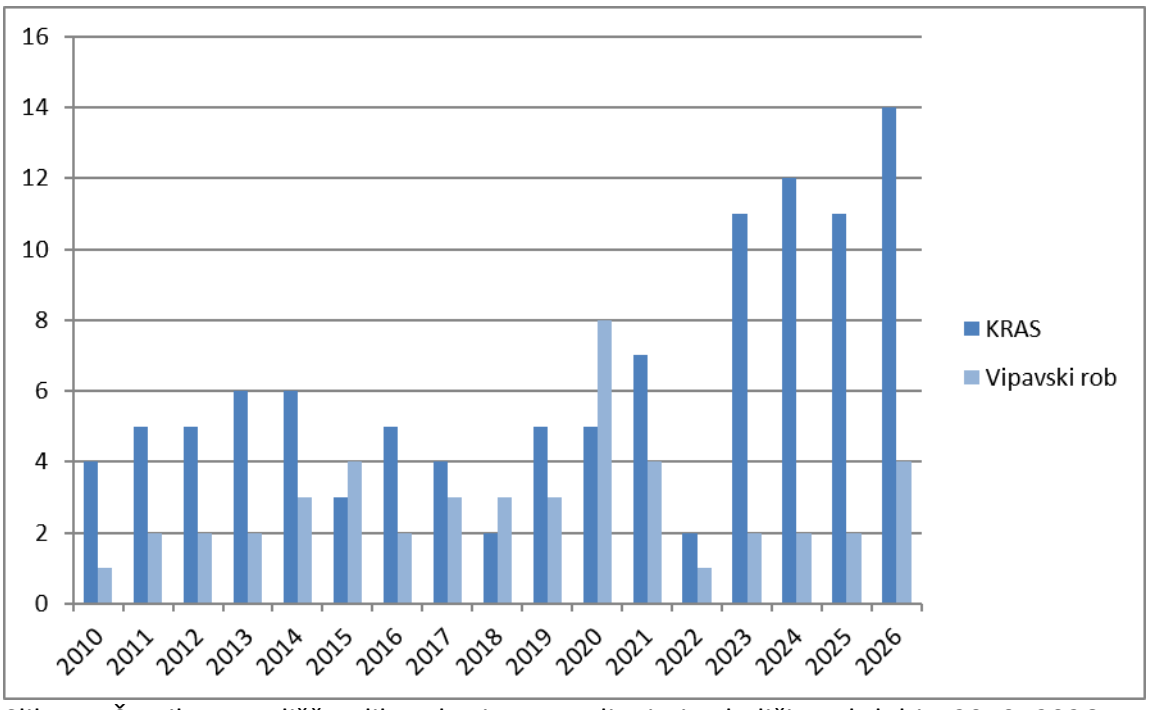


Slika 3: Opozorilne table, nameščene zaradi preprečevanja motokros vožnje v bližini gnezdišča velike uharice, in primer zaustavitve motokrosistov ob opozorilnih tablah (foto: arhiv DOPPS).



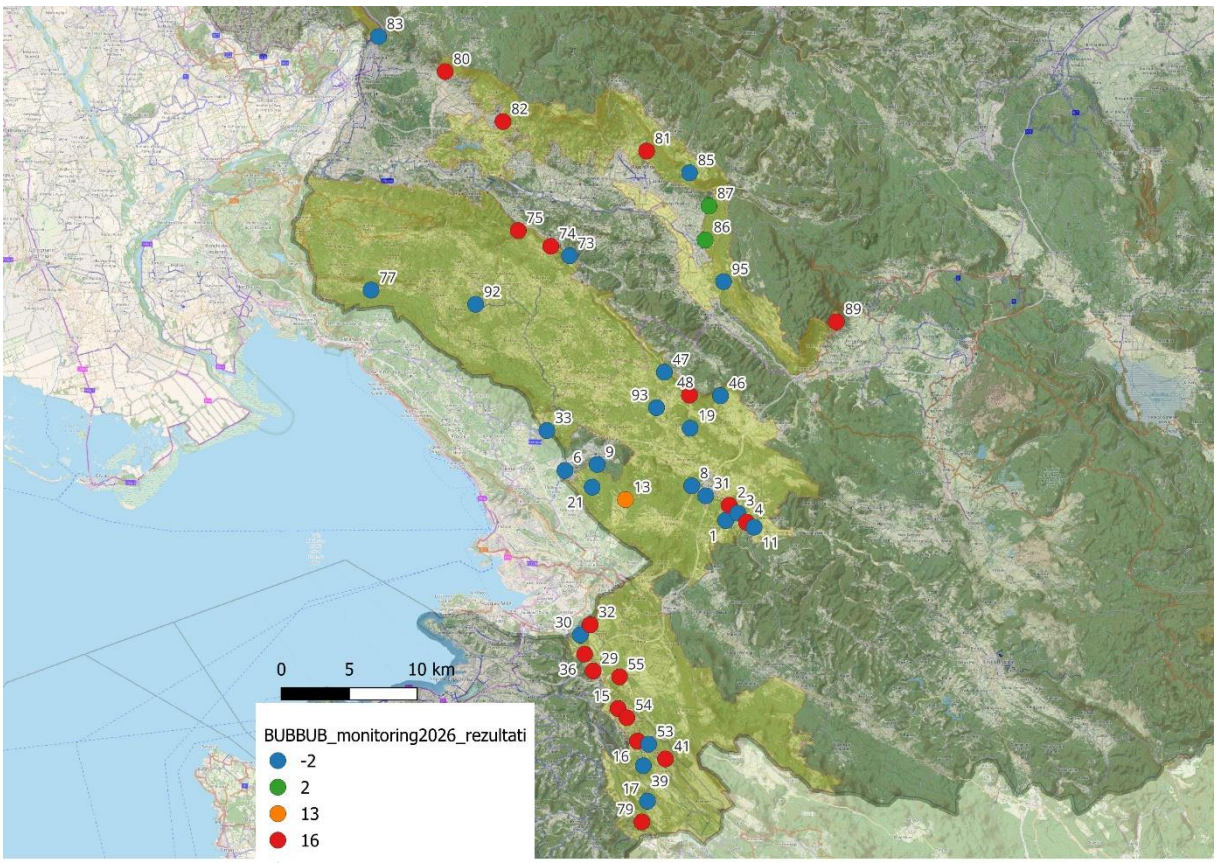
Slika 4: Število zasedenih teritorijev velike uharice v obdobju 2010–2026 na vseh popisnih ploskvah znotraj posameznega SPA

Po številu uspešnih gnezditev je bilo leto 2026 rekordno za SPA Kras, saj smo na popisnih ploskvah prisotnost speljanih mladičev potrdili na 14 teritorijih. Pri paru, pri katerem smo v preteklih letih ugotovili neplodno samico, tudi letos ni prišlo do poleganja jajc, kar spremljamo že šesto leto zapored. Prisotnost speljanih mladičev smo potrdili tudi v vseh na novo vzpostavljenih teritorijih znotraj SPA Kras. Na SPA Vipavski rob je bilo število uspešnih gnezditev v letu 2026 bližje dolgoletnemu povprečju (slika 5).



Slika 5: Število gnezdišč velike uharice s speljanimi mladiči v obdobju 2010–2026 na vseh ploskvah znotraj posameznega SPA

Rezultati popisa v letu 2026 so prikazani tudi po posameznih popisnih točkah (slika 6); podatki so poročilu priloženi tudi v obliki datoteke SHP.



Slika 6: Rezultati popisa velike uharice na posameznih popisnih točkah (stojiščih popisovalcev) v letu 2026. Prikazani so zbirni podatki za posamezne točke z njihovimi ID-oznakami. Modre točke (vrednost –2) – teritorij velike uharice ni bil potrjen; zelene točke (vrednost 2) – potrjen teritorij velike uharice; oranžne točke (vrednost 13) – opažena valeča samica; rdeče točke (vrednost 16) – potrjena prisotnost speljanih mladičev.

Trend vrste

Populacijski trend velike uharice za SPA Kras in SPA Vipavski rob skupaj, izračunan s programom TRIM na podlagi števila zasedenih teritorijev, je bil v obdobju 2004–2026 stabilen. Stabilen trend je bil ugotovljen tudi za vsako od obeh SPA posebej (tabela 2).

Tabela 2: Populacijski trend velike uharice na SPA Kras in SPA Vipavski rob za obdobje 2004-2026, izračunan na podlagi števila zasedenih teritorijev.

Območje	**Trend**	**Vrednost trenda***	**Obdobje trenda**
Kras	stabilen	1.0129 ± 0.0099	2004-2026
Vipavski rob	stabilen	0.9973 ± 0.0134	2004-2026
obe območji skupaj	**stabilen**	1.0088 ± 0.0079	**2004-2026**

* skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti velike uharice na **popisnih območjih** (ploskvah) za obdobje 2024-2026 je 13-15 parov na Krasu in 5-6 parov na Vipavskem robu.

Populacijske ocene velike uharice na **SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska, so pripravljene na podlagi najnovejših podatkov v bazi DOPPS (DOPPS 2026) in so predstavljene v tabeli 3.

Tabela 3: Populacijske ocene za veliko uharico na SPA v obdobju 2024-2026

SPA	Populacijska ocena	Vir za oceno
Snežnik – Pivka	2–3 pari	DOPPS 2026
Ljubljansko barje	6–7 parov	DOPPS 2026
Vipavski rob	5–6 parov	DOPPS 2026
Kras	15–18 parov	DOPPS 2026
Posavsko hribovje	7–9 parov	DOPPS 2026
Kozjansko	3–5 parov	DOPPS 2026

Ocena številčnosti velike uharice **v Sloveniji** je 140-170 parov (DOPPS 2026).

DISKUSIJA

Rezultati monitoringa v letu 2026 ponovno kažejo na izrazito pozitiven razvoj populacije velike uharice na SPA Kras po izvedeni sanaciji nevarnih srednjenapetostnih daljnovodov. V letu 2026 smo na popisnih ploskvah zabeležili največje število zasedenih teritorijev in uspešnih gnezditev doslej. Prostorsko in časovno sovpadanje izboljšanja populacijskega stanja z izvedbo ukrepov v okviru projekta ZaKras »Zagotavljanje primerne rabe kraških travišč in ostenij za ohranjanje izbranih habitatnih tipov in vrst na območju Nature 2000 – Kras« (sofinanciran iz Evropskega sklada za regionalni razvoj) močno podpira pozitivni vpliv izvedenih sanacij na populacijo velike uharice. Po izvedbi sanacijskih posegov se je znotraj projektnega območja oziroma njegovega vplivnega območja (< 1 km od izvedenih ukrepov) oblikovalo že šest novih teritorijev. Vsi na novo vzpostavljeni teritoriji so bili uspešni tudi v letu 2026, kar dodatno podpira povezavo med zmanjšanjem smrtnosti zaradi elektroudara in izboljšanjem populacijskega stanja vrste na območju izvedenih ukrepov.

Pomen elektroudara kot omejitvenega dejavnika pri veliki uharici je dobro dokumentiran. Elektroudar je že dolgo prepoznan kot eden glavnih antropogenih vzrokov smrtnosti vrste (Radler & Bergerhausen 1988, Bevanger 1994, 1998, Rubolini *et al*. 2001, Aebischer *et al.* 2005, Sergio *et al*. 2004, Schaub *et al*. 2010). Njegov vpliv ni omejen le na neposredno smrtnost posameznih osebkov, temveč se lahko odraža tudi v zmanjšani zasedenosti in opuščanju teritorijev ter zmanjšanju gostote populacije. Sergio *et al*. (2004) so pokazali, da so bili teritoriji na območjih z velikim tveganjem elektroudara pogosteje opuščeni, populacijska gostota pa je bila manjša; povečano tveganje je vplivalo tudi na preživetje speljanih mladičev. Podoben vpliv elektroudara na številčnost in zasedenost teritorijev je bil ugotovljen tudi na Krasu (Mihelič 2008). Pomen te grožnje dodatno potrjujejo novejše raziskave. Hadad *et al*. (2022) so pri analizi 189 poginulih velikih uharic v Izraelu v obdobju 2007–2021 ugotovili, da je bil elektroudar najpogostejši ugotovljeni vzrok smrtnosti in je predstavljal 39,7 % vseh evidentiranih poginov. V treh primerih je elektroudar enega od odraslih osebkov povzročil tudi

opustitev teritorija z obstoječim leglom. Rezultati tako potrjujejo, da lahko elektroudar poleg neposrednega zmanjševanja preživetja vpliva tudi na reprodukcijo in zasedenost teritorijev.
Razvoj populacije na SPA Kras je s tega vidika posebej poveden. Zunaj območja izvedenih sanacij po letu 2004 nismo zabeležili oblikovanja novih teritorijev, medtem ko se je na območju izvedenih ukrepov oziroma v njihovi neposredni bližini oblikovalo šest novih teritorijev. Čeprav na podlagi časovnega in prostorskega sovpadanja ni mogoče nedvoumno dokazati vzročne povezave, je takšen vzorec skladen s pričakovanim odzivom populacije na zmanjšanje antropogene smrtnosti. Ob upoštevanju rezultatov raziskav, ki kažejo na vpliv elektroudara na zasedenost teritorijev, gostoto populacije in preživetje velike uharice (Sergio *et al*. 2004, Schaub *et al*. 2010, Hadad *et al*. 2022), rezultati monitoringa močno podpirajo oceno, da je bila sanacija nevarnih srednjenapetostnih daljnovodov eden ključnih dejavnikov izboljšanja populacijskega stanja velike uharice na SPA Kras.
Primerjava z SPA Vipavski rob to oceno dodatno podpira. Na tem območju se še naprej pojavljajo izrazitejša nihanja v zasedenosti tradicionalnih teritorijev, hkrati pa ostaja prisotna smrtnost zaradi elektroudara. Na območjih, kjer so bili izvedeni ciljni ukrepi, so opazna izboljšanja. V sodelovanju z Elektro Primorska je bilo leta 2024 v okolici gnezdišča Lijak saniranih 15 nevarnih stebrov, gnezdišče pa je bilo uspešno tako v letu 2025 kot v letu 2026. Nasprotno smo v letu 2026 na vplivnem območju SPA Vipavski rob zabeležili dva nova primera pogina velike uharice zaradi elektroudara. Čeprav posamezni primeri sami po sebi ne omogočajo ocene populacijskega učinka, potrjujejo, da nevarni deli srednjenapetostnega omrežja na tem območju še vedno predstavljajo neposredno grožnjo vrsti.
Razlike med obema območjema so opazne tudi pri gnezditvenem uspehu. Na SPA Kras je bilo število uspešnih gnezditev v letu 2026 najvišje doslej, medtem ko je bilo na SPA Vipavski rob bližje dolgoletnemu povprečju. Gnezditveni uspeh velike uharice je lahko odvisen od več dejavnikov, med drugim od strukture in kakovosti lovnega habitata ter razpoložljivosti plena (Penteriani *et al*. 2002), nanj pa lahko vpliva tudi antropogena smrtnost odraslih osebkov in mladičev (Sergio *et al*. 2004, Schaub *et al*. 2010, Hadad *et al*. 2022). Na podlagi podatkov monitoringa ni mogoče zanesljivo ločiti relativnega pomena posameznih dejavnikov, vendar razlika med območjema ob hkratnem pojavljanju elektroudarov na Vipavskem robu dodatno opozarja na pomen antropogene smrtnosti za stabilnost lokalne populacije.
Poleg neposredne smrtnosti je pomemben dejavnik ogrožanja tudi vznemirjanje na gnezdiščih. V letu 2026 smo na SPA Kras v neposredni bližini enega od gnezdišč zabeležili nedovoljeno vožnjo z motokros motorji. Po namestitvi opozorilnih tabel in videokamer ter obvestilu pristojnim službam nadaljnjih kršitev nismo zaznali, gnezditev pa je bila uspešna. Posamezen primer ne omogoča vrednotenja učinkovitosti ukrepa, kaže pa na pomen pravočasnega zaznavanja in preprečevanja potencialnih motenj v občutljivem obdobju gnezdenja. Vznemirjanje zaradi človekovih aktivnosti v bližini gnezdišč je lahko pomemben dejavnik, ki vpliva na zasedenost teritorijev in uspešnost gnezditve, zato ostaja preprečevanje tovrstnih motenj pomemben del varstva vrste.
Med potencialnimi dejavniki ogrožanja, ki jih obstoječi monitoring neposredno ne spremlja, velja opozoriti tudi na sekundarno izpostavljenost antikoagulantnim rodenticidom. Spadetto *et al*. (2025) so v jugovzhodni Španiji ostanke teh snovi ugotovili pri 91,5 % od 106 analiziranih mladičev velike uharice, pri 70,8 % pa je bilo ugotovljenih več različnih učinkovin. Najpogostejši so bili rodenticidi druge generacije. Raziskava sicer ni ugotovila jasne povezave med skupno koncentracijo rodenticidov in merjenimi fiziološkimi kazalniki, vendar kaže na zelo razširjeno sekundarno izpostavljenost velike uharice tem snovem v sredozemski krajini. Ker za slovensko populacijo primerljivih podatkov nimamo, pomena rodenticidov za

populacijo velike uharice pri nas trenutno ni mogoče oceniti. Smiselno pa jih je obravnavati kot potencialni dejavnik ogrožanja in v prihodnje razmisliti o spremljanju izpostavljenosti, zlasti na območjih intenzivnejše uporabe rodenticidov.

Rezultati monitoringa v letu 2026 tako kažejo, da je ob stabilnem dolgoročnem populacijskem trendu mogoče z usmerjenimi varstvenimi ukrepi doseči pomembno izboljšanje lokalnega stanja populacije. Rezultati na SPA Kras so skladni z učinkovitostjo sanacije nevarnih srednjenapetostnih daljnovodov, medtem ko primeri elektroudara na vplivnem območju SPA Vipavski rob kažejo, da nevarni deli električnega omrežja ostajajo eden ključnih dejavnikov ogrožanja vrste. Za zagotavljanje trajnega ugodnega stanja velike uharice je zato potrebno nadaljnje sistematično zmanjševanje smrtnosti zaradi elektroudara, prednostno na območjih z znanimi gnezdišči in pomembnimi lovnimi habitati. V okviru projekta LIFE for Lifelines bomo nadaljevali s sistematično sanacijo najnevarnejših odsekov srednjenapetostnih daljnovodov, s posebnim poudarkom na SPA Vipavski rob, kjer rezultati monitoringa in evidentirani primeri smrtnosti kažejo na nadaljnjo potrebo po ukrepanju.

V tabeli 4 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na veliko uharico, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
nevarni SN električni vodi	zelo pomemben (-)	Rubolini *et al*. 2001, Sergio *et al*. 2004; Schaub *et al*. 2010, Hadad *et al*. 2022
vznemirjanje na gnezdiščih	zelo pomemben (-)	BirdLife International 2026
uporaba antikoagulantnih rodenticidov	pomemben (-)	Spadetto *et al*. 2025
trki z vozili in druga prometna infrastruktura	pomemben (-)	Hadad *et al*. 2022
krivolov	pomemben (-)	BirdLife International 2026 Vrsta je v Sloveniji zavarovana in jo je prepovedano loviti, vendar obstajajo dokumentirani primeri krivolova (npr. leta 2014 na Krasu, leta 2019 na Koroškem, glej https://www.rtvslo.si/crna-kronika/na-koroskem-krivolovca-pokoncala-zavarovano-veliko-uharico/478102; https://primorske.si/primorska/srednja-primorska/krivolovec-na-krasu-ustrelil-zavarovano-sovo-uhari/).
nezakonito zadrževanje v ujetništvu	pomemben (-)	Zagoršek 2019
izolacija nevarnih SN električnih vodov	zelo pomemben (+)	Rubolini *et al*. 2001, Sergio *et al*. 2004; Mihelič 2008, Schaub *et al*. 2010, Hadad *et al*. 2022, to poročilo

VIRI

Aebischer A., Nyffeler P., Koch S., Arlettaz R. (2005): Jugenddispersion und Mortalität Schweizer Uhus *Bubo bubo*. Ein aktueller Zwischenbericht. Ornithologischer Anzeiger 44: 197-200.

BirdLife International (2026): Species factsheet: Eurasian Eagle-owl *Bubo bubo*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/eurasian-eagle-owl-bubo-bubo , 2. 9. 2026.

Bevanger K. (1994): Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigation measures. Ibis 136 (4): 412-425.

Bevanger K. (1998): Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. Biological Conservation 86: 67-76.

DOPPS (2026): Novi ornitološki atlas gnezdilk Slovenije - internetna baza podatkov. DOPPS, Ljubljana [http://atlas.ptice.si/atlas]

Hadad E., Kosicki J.Z., Yosef R. (2022): Mortality of an apex predator, the eagle owl *Bubo bubo*, in Israel 2007–2021. Journal for Nature Conservation 70: 126300.

Mihelič T. (2008): Vpliv elektrovodov na številčnost velike uharice na Krasu. Zaključno poročilo. Projekt INTERREG IIIA Slovenija – Italija 2000-2006 »Natura 2000 za boljšo kakovost življenja (Natura Primorske)«. DOPPS, Ljubljana.

Penteriani V., Gallardo M., Roche P. (2002): Landscape structure and food supply affect eagle owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intra-population heterogeneity. Journal of Zoology 257 (3): 365–372.

Radler K., Bergerhausen W. (1988): On the life history of a reintroduced population of Eagle Owls (*Bubo bubo*). Str. 83-94. V: Garcelon D.G., Roemer G.W. (ur.): Proceedings of the International Symposium on Raptor Reintroduction. Institute for Wildlife Studies, Arcata, California.

Rubolini D., Bassi E., Bogliani G., Galeotti P., Garavaglia R. (2001): Eagle owl *Bubo bubo* and power line interactions in the Italian Alps. Bird Conservation International 11: 319–324.

Schaub M., Aebischer A., Gimenez O., Berger S., Arlettaz R. (2010): Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable Eagle Owl population: lessons for conservation. Biological Conservation 143: 1911–1918.

Sergio F., Marchesi L., Pedrini P., Ferrer M., Penteriani V. (2004): Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. Journal of Applied Ecology 41: 836–845.

Spadetto L., Gómez-Ramírez P., León-Ortega M., Zamora-López A., Díaz-García S., Zamora-Marín J.M., Tecles-Vicente F., Pardo-Marín L., Fenoll J., Calvo J. F., García-Fernández A.J.

(2025): Exploring anticoagulant rodenticide exposure and effects in eagle owl (*Bubo bubo*) nestlings from a Mediterranean semiarid region. Environmental Research 264: 120382.

Zagoršek T. (2019): Poročilo o nezakonitem lovu in ubijanju ptic v Sloveniji za obdobje 2000–2018. DOPPS, Ljubljana.

PODHUJKA *Caprimulgus europaeus*

POVZETEK

V letu 2026 smo popisali 103 točke na SPA Kras in 83 točk na SPA Snežnik - Pivka. Zabeležili smo skupno 177 osebkov na SPA Kras (1,72 os. / točko) in 57 osebkov na SPA Snežnik - Pivka (0,69 os. / točko). Povprečna gnezditvena gostota v krajini okoli popisanih točk je bila leta 2026 na SPA Kras 3,04 os. / km^2, na SPA Snežnik - Pivka pa 1,22 os. / km^2. Celotno populacijo podhujke v Sloveniji ocenjujemo na 2600–3300 parov. Zaenkrat je njen trend stabilen (Snežnik - Pivka) oziroma populacija raste (Kras), vendar pa jo dolgoročno ogroža zaraščanje primernega habitata, še posebej na Krasu, kjer je problematično tudi pogozdovanje pogorišč. Za ohranjanje te vrste bi bilo potrebno ohranjati ekstenzivne pašnike in travnike, na katerih išče hrano, v neposredni bližini presvetljenih gozdov s plazečimi grmi ter nekaj starejšimi in suhimi drevesi, kjer gnezdi.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popisno metodo smo izvedli glede na priporočila v Rubinić (2004), Rubinić *et al.* (2005) in po dodatnih priporočilih monitoringa iz leta 2013 (Kmecl 2013). Popis je bil izveden po metodi 2-3-2 (dve minuti poslušanja, 3 minute predvajanja posnetka, nato pa še dve minuti poslušanja). Posnetek se je predvajal tudi, če so podhujke že pele spontano, a smo ga prekinili takoj po prvem odzivu (odziv je tudi, če podhujka preneha peti). V popisni obrazec smo zabeležili število zaznanih podhujk na točki, znotraj in zunaj 200 m radija in na zemljevid vrisali njihovo približno lokacijo. Popise smo praviloma izvajali v toplih in jasnih nočeh brez vetra; noči z dežjem, prevladujočo oblačnostjo ali vetrom niso primerne. Pomemben kriterij je bila površina polne lune, ki je morala znašati vsaj 75 %. Popisna enota je bila osebek (ne glede na to, ali je bil registriran na podlagi petja, oglašanja ali ploskanja s perutmi). Vsak popisovalec je prejel obrazec, karto 1:25.000 v A3 formatu in posnetek petja (2-3-2). Razdaljo do pojoče podhujke je po naših ocenah, težko določiti. Vseeno lahko podamo oceno gnezditvene gostote. Če predpostavimo, da sega popisovalčeva slišnost (kako daleč sliši podhujko) do polmera 500 m (empirično določeno na terenu) in da je večina zabeleženih podhujk samcev (samice pojejo in se oglašajo redko, gnezditev pa je sezonsko monogamna – Abs 1994), potem lahko izračunamo povprečno gnezditveno gostoto v parih / km^2 v krajini okoli popisnih točk, po enačbi:

$$G = \frac{N}{\pi \times (0{,}5)^2 \times p \times D}$$

Kjer je N število preštetih podhujk, p je število točk in D je detektibilnost. Slednjo smo povzeli po Jiguet & Williamson (2010) in znaša 0,72.
Populacijski trend vrste smo izračunali s programom R (R Core Team 2020) s paketom rtrim (Bogaart *et al.* 2020).

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popisi so bili opravljeni zvečer v dneh 24. 6., 25. 6., 26. 6., 27. 6., 28. 6. in 30. 6. (Kras) ter 1. 6., 25. 6., 29. 6. in 2. 7. (Snežnik-Pivka). Popisi so bili opravljeni v predlagani sezoni.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

190 / 186 (nekatere točke na SPA Kras pri Sežani niso bile popisane zaradi prevelikega hrupa z avtoceste)

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

10 / 11

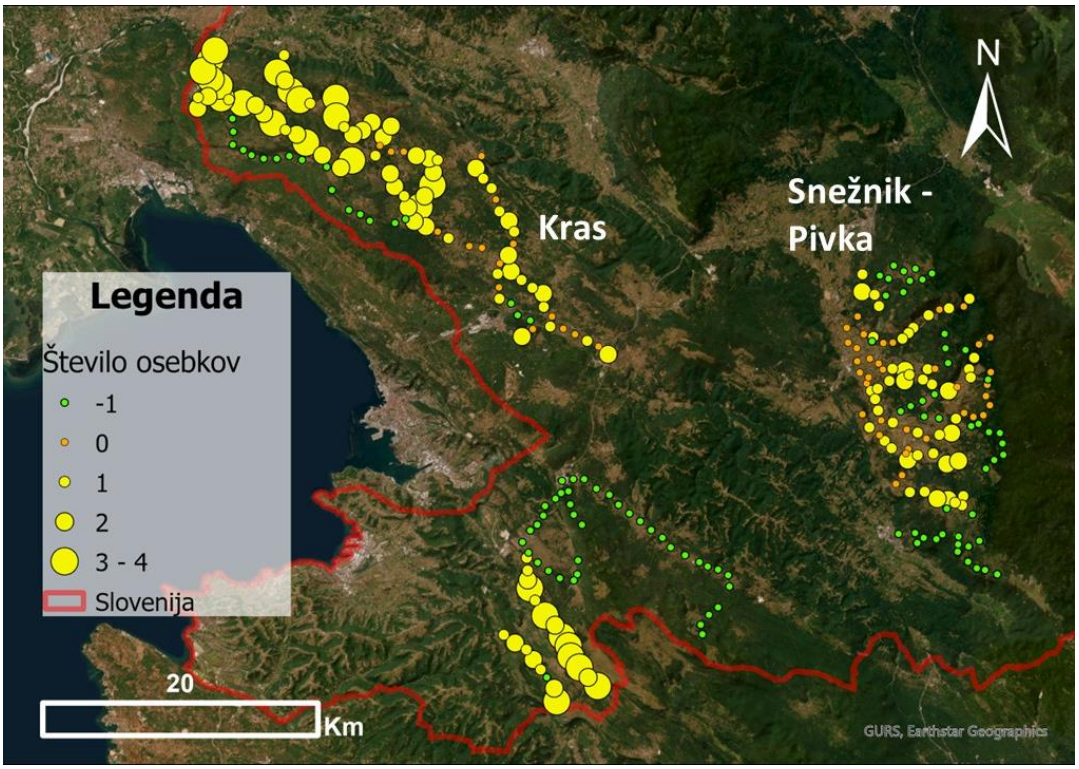
POPISNO OBMOČJE 2026:

V letu 2026 smo popisali 103 točke na SPA Kras in 83 točk na SPA Snežnik – Pivka (slika 1).

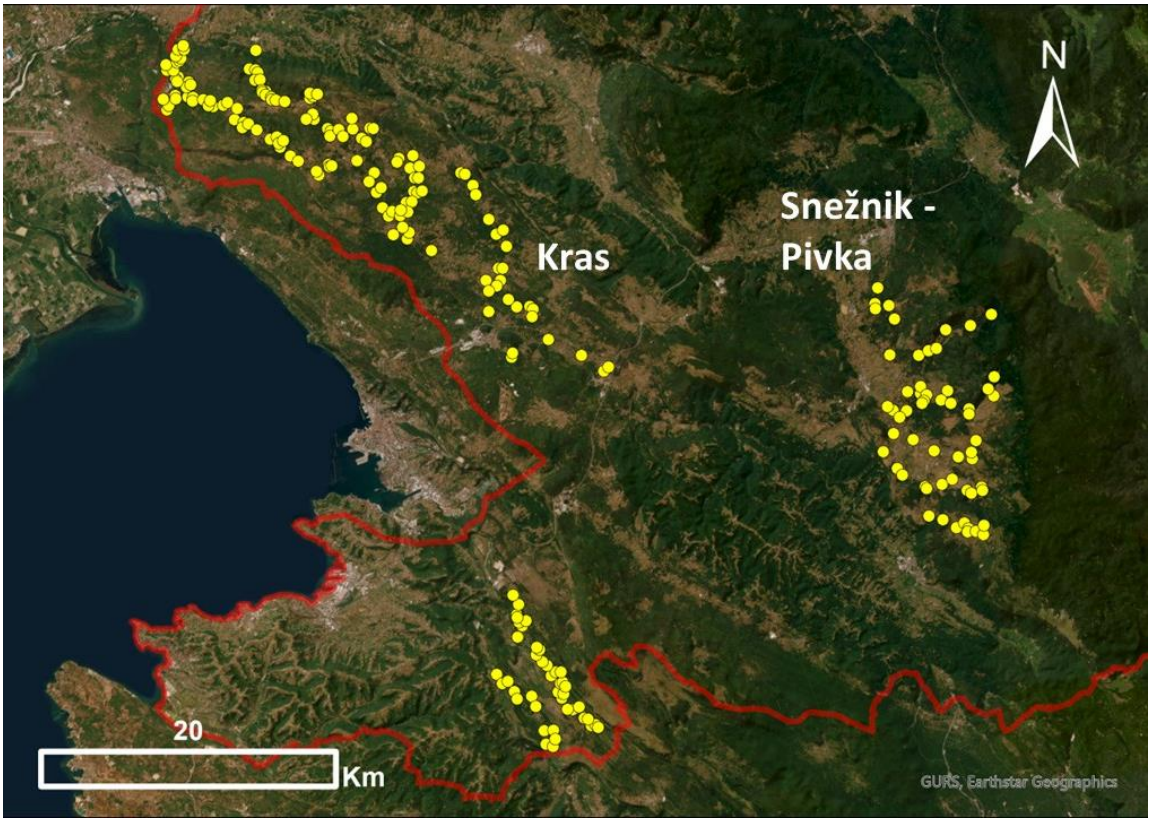
REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Na SPA Kras smo zabeležili skupno 177 osebkov (1,72 os. / točko), na SPA Snežnik – Pivka pa 57 osebkov (0,69 os. / točko) (slika 1). Zabeležili smo tako spontano petje in oglašanje kot tudi odzive na izzivanje. Slednji je bil ponekod buren – predvsem ploskanje s perutmi. Podhujke so se največkrat odzvale s petjem. Točne lokacije najdenih podhujk so predstavljene na sliki 2.



Slika 1: Popisane točke na SPA Kras in SPA Snežnik – Pivka v letu 2026. Velikost in barva simbola predstavljata število zabeleženih podhujk (0-4 osebki, zelene pike označujejo točke, ki v letu 2026 niso bile popisane).



Slika 2: Točne lokacije zabeleženih podhujk na SPA Kras in SPA Snežnik – Pivka v letu 2026

Povprečna gnezditvena gostota v krajini okoli popisanih točk je bila leta 2026 na SPA Kras 3,04 os. / km^2, na SPA Snežnik – Pivka pa 1,22 os. / km^2.

Trend vrste

Analiza trenda populacije podhujke kaže zmeren porast na SPA Kras (2009–2026, 2014–2026), stabilen trend na SPA Snežnik - Pivka (2013–2026) ter zmeren porast za obe območji skupaj (2013–2026) (tabela 1).

Tabela 1: Populacijski trend podhujke na SPA Kras in Snežnik – Pivka

Območje	Trend	Vrednost trenda*	Obdobje trenda
Kras	zmeren porast	1.0208 ± 0.0047	2009–2026 (brez let 2010–2013)
Kras	zmeren porast	1.0461 ± 0.0066	2014–2026
Snežnik – Pivka	stabilen	1.0120 ± 0.0079	2013–2026
obe območji skupaj	**zmeren porast**	**1.0334 ± 0.0053**	**2013–2026**

* skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

Ocena številčnosti vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti podhujke v obdobju 2024-2026 **na popisnih območjih**, ki predstavljajo 500 m pas okrog popisnih točk, je 130-177 osebkov na SPA Kras in 47-63 osebkov na SPA Snežnik – Pivka.

Ocena številčnosti podhujke **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska in je ne spremljamo, je povzeta po Kljun & Kmecl (2018). Na dveh SPA, kjer se za vrsto izvaja monitoring (Kras in Snežnik-Pivka), je populacijska ocean narejena z upoštevanjem velikosti populacije na posameznih SPA za leto 2020 (Kmecl 2020) ter populacijskega trenda iz monitoringa SPA (tabela 2).

Tabela 2: Populacijske ocene za podhujko na SPA za obdobje 2024-2026

SPA	**Populacijska ocena**	**Vir za oceno**
Kras	1750-2350 parov	Kmecl (2020), trend 2014-2026 (to delo)
Snežnik – Pivka	460-600 parov	Kmecl (2020), trend 2013-2026 (to delo)
Vipavski rob	50-100 parov	Kljun & Kmecl (2018)
Banjšice	30-40 parov	Kljun & Kmecl (2018)

Ocena številčnosti podhujke **v Sloveniji** je povzeta po zadnjem poročilu po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024 (https://zrsvn-varstvonarave.si/informacije-za-uporabnike/katalog-informacij-javnega-znacaja/, 5. 8. 2026) in znaša **2600-3300 parov**.

DISKUSIJA

Podhujka je vsaj deloma ksero- in termofilna vrsta, ki je najaktivnejša ob mraku. Prehranjuje se v glavnem z veščami in hrošči, ki jih lovi tako iz zraka kot iz preže in iz tal, pozimi pa se seli v podsaharsko Afriko (Evens *et al.* 2017a, Sharps *et al.* 2015). Pri izbiri habitatov ima ločene zahteve glede gnezditvenega in prehranjevalnega habitata. Gnezdi na tleh v pol odprtih gozdovih s skalovjem in grmičevjem, hrano pa išče v glavnem na odprtem, na travnikih, pašnikih in vinogradih z veliko krajinskimi strukturami, kot so mejice in osamela drevesa ter grmi (Pradervand *et al.* 2025).
Podhujka gnezdi predvsem v presvetljenih gozdovih in na gozdnem robu, kjer je pokrovnost s travo in grmičevjem manjša od 40%. Pomembna je prisotnost plazečih grmov, še posebej brinja (*Juniperus* sp.) (Pradervand *et al.* 2025). Zelo rada gnezdi v borovih gozdovih (Sharps *et al.* 2015), pokrovnost z drevesi pa mora biti med 20–50% (Sierro *et al*. 2001). Pomembna je tudi prisotnost suhih vej, ki služijo kot pevsko mesto ter dnevno zatočišče (Winiger *et al.* 2018). Raziskave kažejo, da se podhujka pri izbiri gnezditvenega habitata izogiba območij s povišano stopnjo človeških motenj zaradi rekreacije (Lowe *et al.* 2014).
Vseeno podhujke pogosto iščejo hrano prav na območjih namenjenih človeški rekreaciji, kot so pohodne in kolesarske poti (Evens *et al.* 2017b). Hrano lahko išče več kilometrov stran od gnezdišča, v vinogradih ter na ekstenzivnih travnikih z mejicami in osamelimi drevesi. Ključnega pomena je torej strukturirana mozaična krajina (Evens *et al.* 2018, Evens *et al.* 2021, Pradervand *et al.* 2025). Kljub večji biomasi vešč v starejših gozdovih, podhujka preferira iskanje plena v mlajših borovih gozdovih, kar naj bi bilo povezano z večjo odprtostjo habitata, saj tam plen lažje ujame (Sharps *et al.* 2015). Izbira lovnega habitata močno variira med osebki, zaradi česar je optimalen habitat za to vrsto na populacijskem nivoju zelo težko določiti (Mitchell *et al.* 2020).
Najpomembnejši območji za podhujko v Sloveniji sta SPA Kras in jugozahodni del SPA Snežnik – Pivka, kjer se velikost populacije ocenjuje na nekaj sto parov. Podrobna raziskava je pokazala občutno večjo lokalno populacijo, kot je bilo na osnovi delnih popisov in naključnih podatkov ocenjeno pred tem. Na Pivškem so ključni krajinski elementi v podhujkinem habitatu zemljišča v zaraščanju, iglasti gozd, ekstenzivni travniki in gozdni rob, negativno pa nanjo vplivajo njive

in intenzivni travniki (Kljun 2017). Pri nas lahko sicer zaenkrat pričakujemo v glavnem slabšanje habitata za to vrsto, kot posledica pospešenega zaraščanja habitatov na Krasu, ki se bo v prihodnosti še nadaljevalo (Kaligarič & Ivajnšič 2014). Vredno je omeniti, da so požari na Krasu imeli pozitiven vpliv na populacijo podhujke (Scridel *et al.* 2025) in pogozdovanje kraških pogorišč (npr. Košiček & Poljanec 2022) bi to vrsto močno prizadelo.
Za varstvo podhujke bi bilo potrebno ohranjati in ustvarjati presvetljene, pol odprte gozdove z okoli 20% pokrovnostjo s starimi drevesi, 20–60% pokrovnostjo s plazečimi grmi (kot je brin) in nizko pokrovnostjo s travo (<25%). Idealno bi bilo še, če bi tla bila vsaj delno pokrita s skalovjem, pokrovnost z grmičevjem pa ne sme presegati 50% (Pradervand *et al.* 2025). Poleg gnezditvenega habitata je pozornost treba nameniti ohranjanju njenega lovnega habitata. Potrebno je ohranjati ekstenzivne travnike in pašnike z zadostno količino mejic in osamelih dreves ter grmičevij, pomembni so lahko tudi vinogradi. Območja s temi habitati morajo biti čim bližje gnezditvenemu habitatu (ne več kot 1,3–2 km stran) (Evens *et al.* 2021).

V tabeli 3 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 3: Dejavniki, ki vplivajo na podhujko, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za to vrsto**	**Vir**
intenzifikacija kmetijstva	zelo pomemben (-)	Bosco *et al.* 2019, Humbert *et al.* 2021, Wagner *et al.* 2021 Izguba lovnega habitata zaradi uporabe pesticidov in gnojil ter komasacij, ki manjšajo abundanco žuželk.
zaraščanje habitatov	zelo pomemben (-)	Evens *et al.* 2021 Izginjanje gnezditvenega in lovnega habitata zaradi zaraščanja, še posebej na Krasu.
pogozdovanje požarišč na Krasu	zelo pomemben (-)	Scridel *et al.* 2025 Povzroča zaraščanje primernih habitatov (predvsem prehranjevalnih).
svetlobno onesnaževanje	lokalno zelo pomemben (-)	Sierro & Erhardt 2019 Lahko povzroči lokalno izumrtje.
urbanizacija	pomemben (-)	Cleere & Christie 2013, Liley & Clarke 2003, Lowe *et al.* 2014 Povzroča spremembo habitata, veča število človeških motenj in svetlobnega onesnaževanja, veča plenilstvo s strani mačk in psov. Odsotnost vrste v okolici urbanih središč (Sežana, Divača, Komen, Pivka itd.).
odstranjevanje mejic in osamelih dreves ter grmičevij	pomemben (-)	Sierro *et al*. 2001, Camacho 2014, Evens *et al*. 2017a Krajinske strukture so pomembne za lovni uspeh in zaščito pred plenilci.
povozi na cestah	manj pomemben (-)	Tucker & Heath 1994
krivolov	manj pomemben (-); v Sloveniji je vrsta zavarovana	Donald *et al.* 2024

		Vrsta je v Evropi občasno žrtev krivolova.
podnebne spremembe	manj pomemben (+/-)	Lathouwers *et al.* 2025 Podnebne spremembe bodo sicer povečale količino primernega gnezditvenega habitata, a hkrati zmanjšale količino primernega habitata na selitvi, kar bo selitev naredilo bolj energetsko potratno.
dobra povezanost gnezditvenega in lovnega habitata	pomemben (+)	Evens *et al.* 2017b Nižji nivo fragmentacije skrajša čas potovanja med gnezdiščem in prehranjevališčem, kar prihrani energijo in čas za skrb za mladiče ter obrambo teritorija.
ekstenzivna paša	pomemben (+)	Sharps *et al.* 2015 Preprečuje prekomerno zaraščanje habitatov, iztrebki živine pa povečajo količino plena (hroščev) za podhujko. Pašniki od gnezdišč ne smejo biti oddaljeni več kot 2 km, najbolje je, če so ob gozdnem robu.
IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij SN 2023-2027 - Neproizvodne naložbe v ureditev ekstenzivnih pašnikov; SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje; INP08.02 Tradicionalna raba travinja; KOPOP BK.1 Posebni traviščni habitati; BK.2 Traviščni habitati metuljev; BK.6 Suhi kraški travniki in pašniki	pomemben (+)	Vpliv navedenih ukrepov na podhujko ni raziskan, vendar ocenjujemo, da je pozitiven, saj spodbujajo ohranjanje ali vzpostavitev ekstenzivnega travinja (glej Kljun 2017, Sharps *et al*. 2015, Pradervand *et al*. 2025).
ohranjanje sušic in/ali povečanje količine odmrle lesne mase	pomemben (+)	Winiger *et al.* 2018 Suha drevesa služijo kot lovske preže, pevska mesta in dnevna zatočišča.
INP8.12 – Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijska praksa »Vzdrževanje obstoječih KRZ«; BK.10 Ohranjanje mejic	pomemben (+)	Vpliv navedenih ukrepov na podhujko ni raziskan, vendar ocenjujemo, da je pozitiven, saj spodbujajo ohranjanje obstoječih krajinskih struktur oz. značilnosti (glej Sierro *et al*. 2001, Camacho 2014, Evens *et al*. 2017a, Winiger *et al.* 2018).

VIRI

Abs M. (1994): *Caprimulgus europaeus* – Ziegenmelker. V: Glutz von Blotzheim, U.N. & Bauer, K.M. (eds.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9. Columbiformes – Piciformes, 2., durchges. Aufl. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Bogaart P., van der Loo M., Pannekoek J. (2020): rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data. R package version 2.1.1. https://CRAN.R-project.org/package=rtrim

Bosco L., Wan H.Y., Cushman S.A., Arlettaz R., Jacot A. (2019): Separating the effects of habitat amount and fragmentation on invertebrate abundance using a multi-scale framework. Landscape Ecology 34: 105–117.

Camacho C. (2014): "Bodyguard" plants: predator-escape performance influences microhabitat choice by nightjars. Behavioural Processes 103: 145–149.

Cleere N., Christie D.A. (2013): European Nightjar (*Caprimulgus europaeus*). V: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (ur.): Handbook of the Birds of the World Alive, Lynx Edicions, Barcelona.

Donald P. F., Fernando E., Brown L., Busana M., Butchart S. H., Chng S., de la Colina A. Machado Ferreira J., Jain A., Jones V.R., Lapido R., Malsch K., McDougall A., Muccio C., Nguyen D., Outhwaite W., O Petrovan S., Stafford C., Sutherland W.J., Tallowin O., Safford R. (2024): Assessing the global prevalence of wild birds in trade. Conservation Biology 38 (5): e14350.

Evens R., Conway G.J., Henderson I.G., Cresswell B., Jiguet F., Moussy C., Sénécal D., Witters N., Beenaerts N., Artois T. (2017a): Migratory pathways, stopover zones and wintering destinations of Western European Nightjars *Caprimulgus europaeus*. Ibis 159: 680-686.

Evens R., Beenaerts N., Witters N., Artois T. (2017b): Nightjar diversity and microhabitat use in Nechisar National Park, Ethiopia. Ostrich, Journal of African Ornithology 89 (1): 87.
Evens R., Beenaerts N., Neyens T., Witters N., Smeets K., Artois T. (2018): Proximity of breeding and foraging areas affects foraging effort of a crepuscular, insectivorous bird. Scientific reports 8 (1): 3008.

Evens R., Jacot A., Artois T., Ulenaers E., Neyens T., Rappaz L., Theux C., Pradervand J.-N. (2021): Improved ecological insights commission new conservation targets for a crepuscular bird species. Animal Conservation 24: 457–469.

Humbert J.-Y., Delley S., Arlettaz R. (2021): Grassland intensification dramatically impacts grasshoppers: Experimental evidence for direct and indirect effects of fertilisation and irrigation. Agriculture, Ecosystems and Environment 314: 107412.

Jiguet F., Williamson T. (2010): Estimating local population size of the European Nightjar *Caprimulgus europaeus* using territory capture–recapture models. Bird Study 57 (4): 509–514.

Kaligarič M., Ivajnšič D. (2014): Vanishing landscape of the "classic" Karst: changed landscape identity and projections for the future. Landscape and Urban Planning 132: 148–158.

Kljun I. (2017): Ocena velikosti populacije in izbor habitata podhujke (*Caprimulgus europeus*) na Pivškem. Magistrsko delo, Univerza v Ljubljani.

Kljun I., Kmecl P. (2018): Podhujka *Caprimulgus europaeus*. Str. 44-52. V: Denac K., Jančar T., Božič L., Mihelič T., Koce U., Kmecl P., Kljun I., Denac D., Bordjan D. (2018): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2018 in sinteza monitoringa 2016-2018. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Kmecl P. (2013): Podhujka *Caprimulgus europaeus*. Str. 50-55. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Denac D., Kmecl P., Figelj J., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2012 in 2013. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Kmecl P. (2020): Podhujka *Caprimulgus europaeus*. Str. 48-55. V: Denac K., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020 in sinteza monitoringa 2019-2020. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Košiček B., Poljanec A. (2022): Načrt sanacije gozdov, poškodovanih v požaru Goriški Kras od 15. julija do 1. avgusta 2022 – predlog načrta. Zavod za gozdove Slovenije, Sežana.

Lathouwers M., Beenaerts N., Evens R., Artois T., Conway G., Henderson I., Shewring M., Cross T., Ulenaers E., Dendoncker N. (2025): Impact of future climate change and land-use change on habitat suitability for a long-distance avian migrant under diverse socioeconomic-emission scenarios. Global Ecology and Conservation 62: e03777.

Liley D., Clarke R.T. (2003): The impact of urban development and human disturbance on the numbers of nightjar *Caprimulgus europaeus* on heathlands in Dorset, England. Biological Conservation 114 (2): 219-230.

Lowe A., Rogers A. C., Durrant K.L. (2014): Effect of human disturbance on long-term habitat use and breeding success of the European Nightjar, *Caprimulgus europaeus*. Avian Conservation & Ecology 9 (2): 38.

Mitchell L.J., Kohler T., White P.C., Arnold K.E. (2020): High interindividual variability in habitat selection and functional habitat relationships in European nightjars over a period of habitat change. Ecology and Evolution 10 (12): 5932-5945.

Pradervand J.N., Wildi J., Guisan A., Korner P., Evens R., Jacot A. (2025): Complementary fine-scale habitat selection of the European nightjars (*Caprimulgus europaeus*) in nesting and foraging sites. Bird Conservation International 35: e5.

R Core Team (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

Rubinić B. (2004): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Prvo vmesno poročilo - popisni protokoli. Naročnik: Agencija RS za okolje. DOPPS, Ljubljana.

Rubinić B., Mihelič T., Božič L. (2005): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Četrto vmesno poročilo - rezultati popisov v sezoni 2005. Naročnik: Agencija RS za okolje. DOPPS, Ljubljana.

Scridel D., Stanič D., Pacorini L., Kravos K., Utmar P., Olmo V., Fonda F., Mlakar Medved M., Koce U., Tout P., Cernich S., Cunder M., Mortelliti A., Petruzzellis F., Kmecl P., Bacaro G. (2025): Integrating remote sensing and species' traits to assess bird responses to wildfire in agropastoral landscapes. Biological Conservation 308: 111260.

Sharps K., Henderson I., Conway G., Armour-Chelu N., Dolman P.M. (2015): Home-range size and habitat use of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* nesting in a complex plantation-forest landscape. Ibis 157 (2): 260–272.

Sierro A., Erhardt A. (2019): Light pollution hampers recolonization of revitalised European Nightjar habitats in the Valais (Swiss Alps). Journal of Ornithology 160: 749–761.

Sierro A., Arlettaz R., Naef-Daenzer B., Strebel S., Zbinden N. (2001): Habitat use and foraging ecology of the nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in the Swiss Alps: towards a conservation scheme. Biological Conservation 98: 325–331.

Tucker G., Heath M.F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. Birdlife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge, United Kingdom. 600 str.

Wagner D.L., Grames E.M., Forister M.L., Berenbaum M.R., Stopak D. (2021): Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. Proceedings of the National Academy of Sciences – PNAS 118: e2023989118.

Winiger N., Korner P., Arlettaz R., Jacot A. (2018): Vegetation structure and decreased moth abundance limit the recolonisation of restored habitat by the European Nightjar. Rethinking Ecology 3: 19-33.

BELA ŠTORKLJA *Ciconia ciconia*

POVZETEK

Znotraj meja SPA je gnezdilo 39 parov (HPa), kar sodi med največje vrednosti v obdobju 2013-2026. Rodnost (JZG) je bila nadpovprečna, med najboljšimi v istem obdobju. Odstotek reprodukcijsko uspešnih gnezdečih parov (HPm/HPa) je bil velik - 90 %. Populacijski trend velikosti populacije na SPA je bil v obdobju 2013-2026 stabilen. V tem obdobju se je najbolj zmanjšala populacija štorkelj na SPA Mura (z 8 na 1 par) in SPA Krakovski gozd – Šentjernejsko polje (s 15 na 11), povečala pa se je na SPA Dravinjska dolina (s 7 na 11) in SPA Goričko (s 6 na 11).

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popisi so bili izvedeni v skladu s predvideno metodo.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popisi so bili izvedeni v predvideni sezoni.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV 2026:

16 / 16

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI 2026:

15 / 19

POPISNO OBMOČJE 2026:

Belo štorkljo smo popisali na vseh IBA oziroma SPA, kjer se pojavlja, oziroma ki so pomembni zanjo z vidika prehranjevališč: Cerkniško jezero, Črete, Dobrava-Jovsi, Doli Slovenskih goric, Drava, Dravinjska dolina, Goričko, Kozjansko, Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Ljubljansko barje, Mura, Nanoščica, Planinsko polje, Snežnik-Pivka, Spodnja Sava in Vipavski rob.

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Leta 2026 je gnezdilo 39 parov bele štorklje (HPa) znotraj meja 9 SPA, kar je en par več kot lansko leto (HPa 2025 = 38, HPa 2024 = 37, 2023 = 39, 2022 = 34, 2021 = 32, 2020 = 36, 2019

= 33, 2018 = 31, 2017 = 35, 2016 = 39, 2015 = 41, 2014 = 42, 2013 = 40). Na treh gnezdih so bile prisotne obiskovalke (HB = 1, HB1 = 1, HB2 = 1), štiri gnezda so bila prazna (HO). Od 39 gnezdečih parov je bilo reprodukcijsko uspešnih 35 (HPm), poletelo je 96 mladičev (JZG), povprečen gnezditveni uspeh (*»per capita«*), izračunan za gnezdeče pare, je bil 2,46 poletelega mladiča/par (JZa), za uspešne pare pa 2,74 poletelega mladiča/par (JZm) (tabela 1). Upoštevane so meje SPA po uredbi iz leta 2013 (Ur. l. RS, št. 33/2013).

Tabela 1: Populacijski parametri za belo štorkljo na SPA v letu 2026

SPA	**HB**	**HB1**	**HB2**	**HO**	**HPa**	**HPm**	**JZG**	**JZa**	**JZm**
SI5000005 Dravinjska dolina				1	11	9	23	2,09	2,56
SI5000009 Goričko		1		1	11	11	29	2,64	2,64
SI5000010 Mura	1				1	1	2	2,00	2,00
SI5000011 Drava					1	1	4	4,00	4,00
SI5000012 Krakovski gozd - Šentjernejsko polje				1	11	9	26	2,36	2,89
SI5000014 Ljubljansko barje			1		2	2	6	3,00	3,00
SI5000015 Cerkniško jezero					1	1	3	3,00	3,00
SI5000017 Nanoščica				1					
SI5000032 Dobrava - Jovsi					1	1	3	3,00	3,00
Skupaj	**1**	**1**	**1**	**4**	**39**	**35**	**96**	**2,46**	**2,74**

Na IBA je gnezdilo 49 parov (HPa) – en par več kot lani (HPa 2025 = 48, HPa 2024 = 47, 2023 = 49, 2022 = 41, 2021 = 38, 2020 = 43, 2019 = 39, 2018 = 36, 2017 = 39, 2016 = 44; 2015 = 47; 2014 = 48, 2013 = 43, 2012 = 46). Analizo gnezdenja na IBA smo opravili upoštevajoč meje IBA, določene v študiji Denac *et al.* (2011). Na IBA-jih je gnezdilo 10 parov več kot na SPA-jih – 3 pari na IBA Doli Slovenskih goric, 1 par na Goričkem, 2 para na Kozjanskem, 3 pari na Ljubljanskem barju in 1 par na območju Krakovski gozd – Šentjernejsko polje.

Tabela 2: Populacijski parametri za belo štorkljo na IBA v letu 2026

IBA	**HB**	**HB1**	**HB2**	**HO**	**HPa**	**HPm**	**JZG**	**JZa**	**JZm**
Cerkniško jezero					1	1	3	3,00	3,00
Doli Slovenskih goric					3	2	5	1,67	2,50
Drava					1	1	4	4,00	4,00
Dravinjska dolina				1	11	9	23	2,09	2,56
Goričko		1		1	12	11	29	2,42	2,64
Kozjansko					2	1	1	0,50	1,00
Krakovski gozd - Šentjernejsko polje				1	12	10	29	2,42	2,90
Ljubljansko barje			1		5	5	11	2,20	2,20
Mura	1				1	1	2	2,00	2,00
Nanoščica				1					
Snežnik - Pivka					1	1	1	1,00	1,00
Skupaj	**1**	**1**	**1**	**4**	**49**	**42**	**108**	**2,20**	**2,57**

Trend vrste

Upoštevajoč število gnezdečih parov (HPa) je bila velikost populacije bele štorklje v Sloveniji v obeh obdobjih (1999-2026 oz. 2004-2026) v zmernem porastu, prav tako glede na število poletelih mladičev (JZG) (tabela 4, slika 1). Na SPA je bil v obdobju 2013-2026 trend gnezdečih parov stabilen, prav tako trend poletelih mladičev (tabela 5, slika 2).

Tabela 4: Populacijski trend bele štorklje v Sloveniji za obdobje 1999-2026 in 2004-2026. HPa – število gnezdečih parov, JZG – število poletelih mladičev

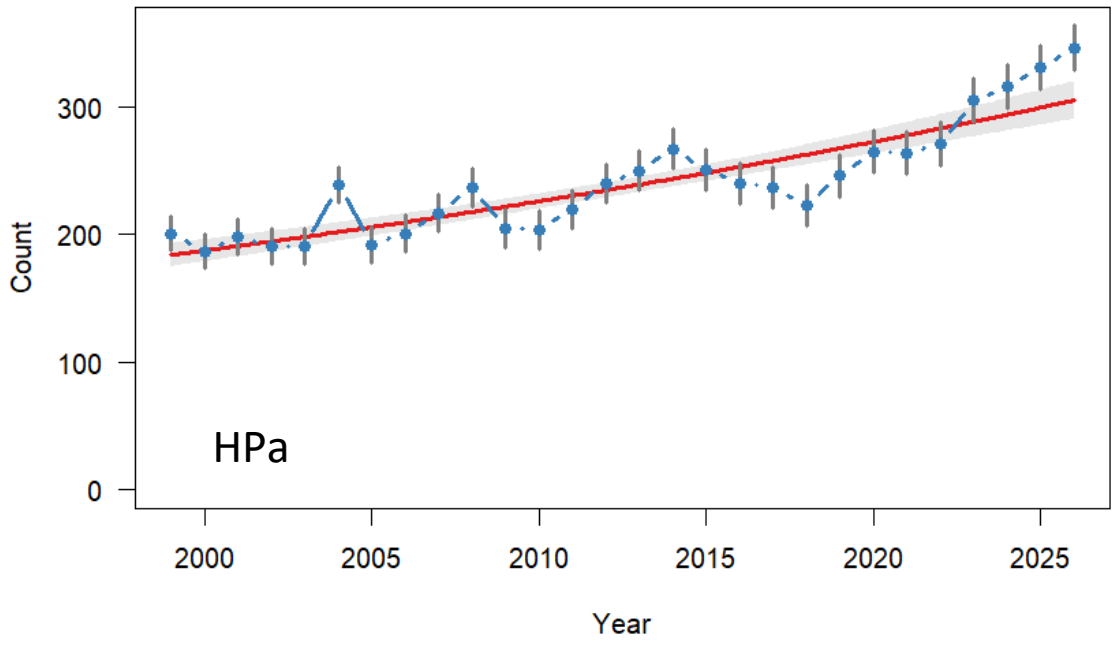
Parameter	Trend 1999-2026	Vrednost trenda*	Trend 2004-2026	Vrednost trenda*
HPa	zmeren porast	1.0189 ± 0.0015	zmeren porast	1.0200 ± 0.0020
JZG	zmeren porast	1.0181 ± 0.0011	zmeren porast	1.0255 ± 0.0016

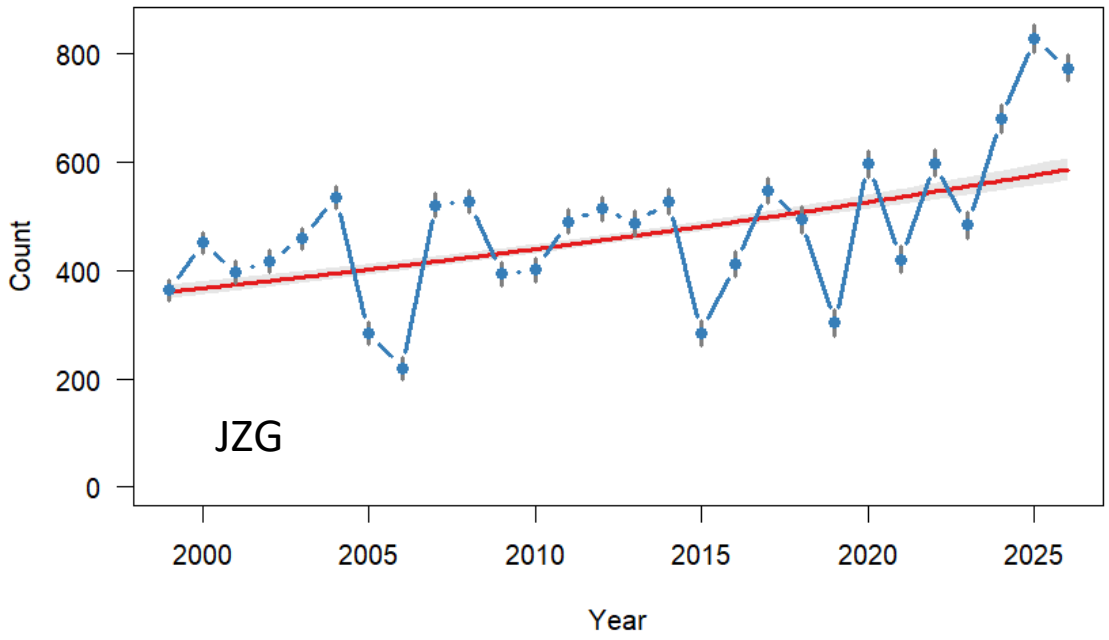
* skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

Tabela 5: Populacijski trend bele štorklje na SPA v Sloveniji za obdobje 2013-2026. HPa – število gnezdečih parov, JZG – število poletelih mladičev

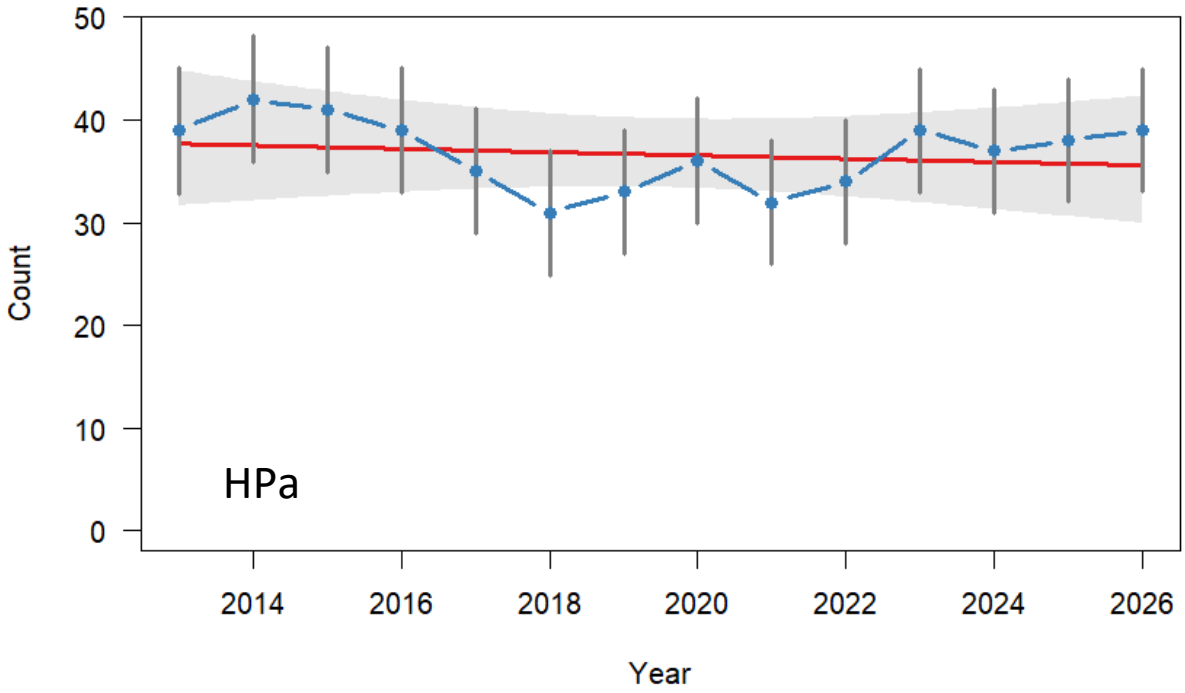
Parameter	Trend 2013-2026	Vrednost trenda*
HPa	stabilen	0,9956 ± 0,0103
JZG	stabilen	1,0119 ± 0,0074

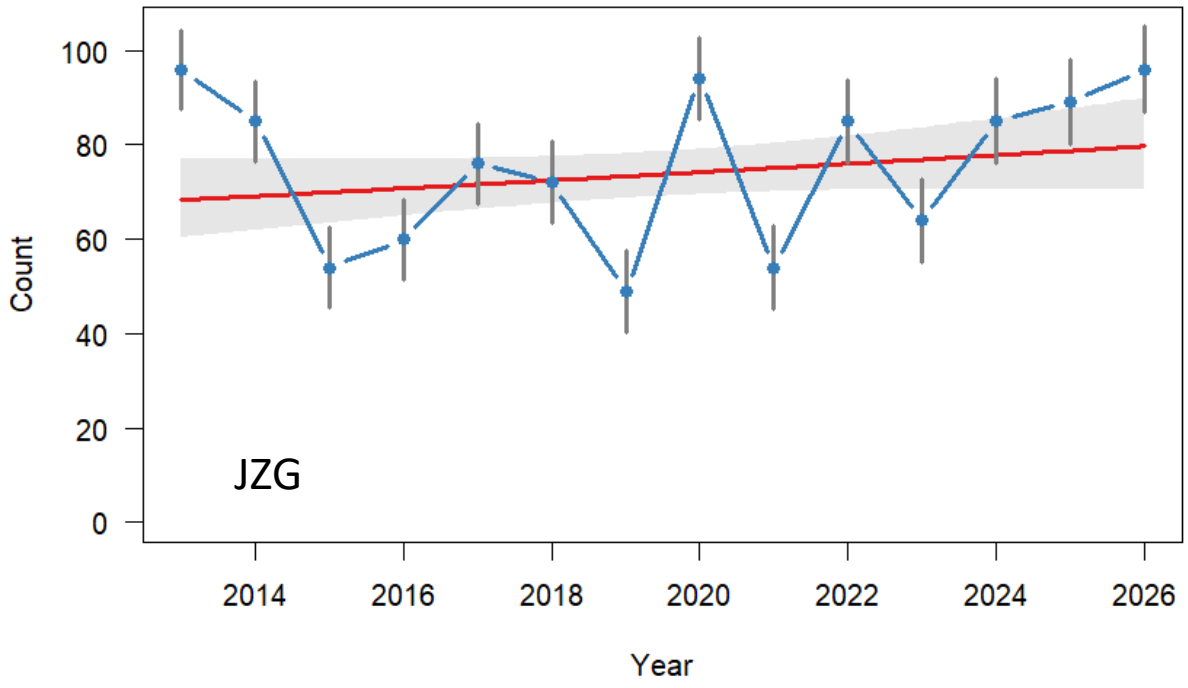
* skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE





Slika 1: Populacijski trend bele štorklje za Slovenijo za obdobje 1999-2026. HPa – število gnezdečih parov, JZG – število poletelih mladičev. Izračunano z *rtrim* (Bogaart *et al.* 2026) v R (R Core Team 2026).





Slika 2: Populacijski trend bele štorklje na SPA za obdobje 2013-2026. HPa – število gnezdečih parov, JZG – število poletelih mladičev. Izračunano z *rtrim* (Bogaart *et al.* 2026) v R (R Core Team 2026).

Ocena in številčnost vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti bele štorklje v obdobju 2024-2026 **na popisnem območju** je 37-39 gnezdečih parov (HPa).

Ocena številčnosti **na SPA**, kjer se vrsta pojavlja, je izdelana na podlagi podatkov monitoringa za 2024-2026 in je predstavljena v tabeli 6.

Tabela 6: Velikost gnezdeče populacije bele štorklje (HPa) na SPA, kjer se vrsta pojavlja, za obdobje 2024-2026

SPA	**Ocena velikosti populacije (pari, HPa)**
Dravinjska dolina	11 parov
Goričko	11-12 parov
Mura	1-2 para
Drava	1 par
Krakovski gozd – Šentjernejsko polje	10-11 parov
Ljubljansko barje	1-2 para
Cerkniško jezero	1 par
Nanoščica	0 parov
Kozjansko	0 parov
Dobrava - Jovsi	0-1 par

Ocena številčnosti bele štorklje **v Sloveniji** za obdobje 2024-2026 je **316-346 parov** (HPa).

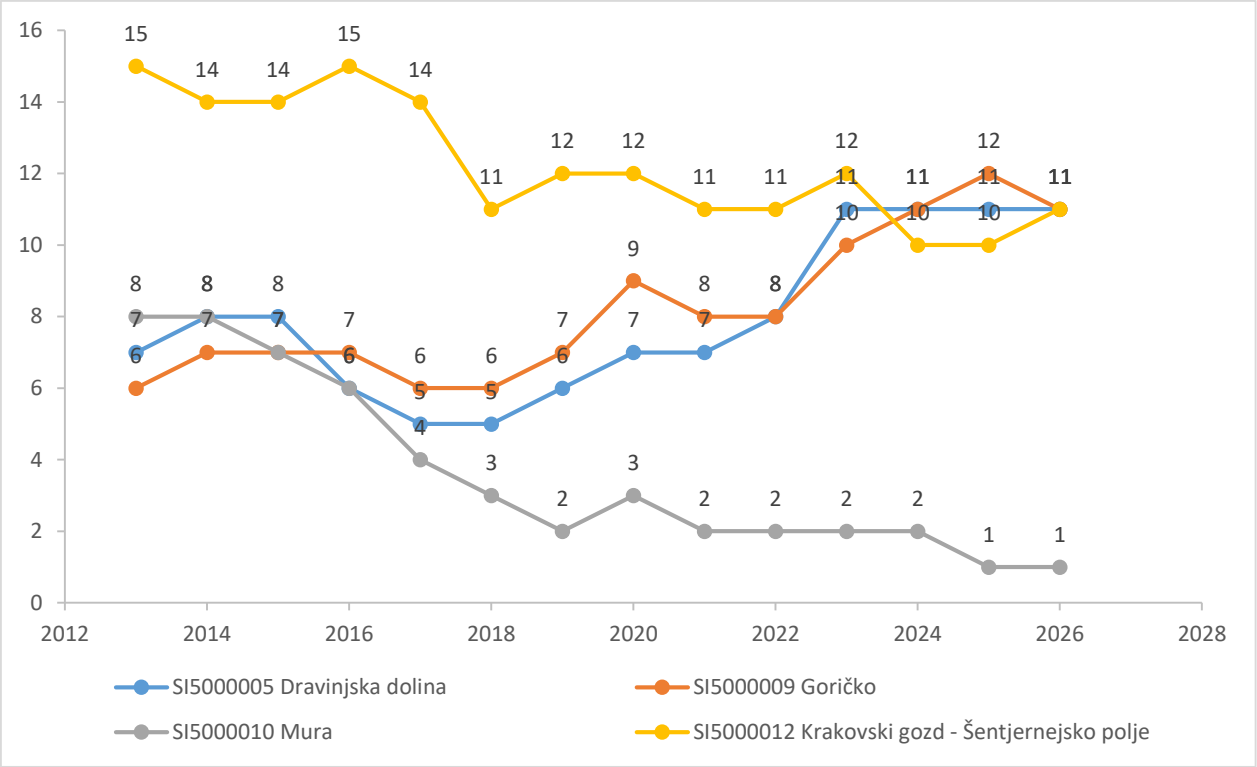
DISKUSIJA

Letos je v Sloveniji gnezdilo 346 parov belih štorkelj. Že četrto leto zapored beležimo največje število gnezdečih parov v primerjavi s preteklimi leti. V 28-letnem obdobju izvajanja nacionalnega cenzusa v organizaciji DOPPS (1999–2026), ob upoštevanju tudi starejših popisov za celotno državo (Šoštarič 1965, Jež 1987), gre za rekordno število gnezdečih parov. V primerjavi z lanskim letom je gnezdilo 15 parov več.
Kljub povečanju celotne gnezditvene populacije v državi pa je ta na SPA-jih ostala stabilna in se ni bistveno povečala. Na SPA smo, na račun na novo nastalega gnezda na SPA Ljubljansko barje, zabeležili en par več kot lani. Na SPA Mura je tudi letos gnezdil en par, kar skupaj z lanskim letom predstavlja najmanjše število gnezdečih parov na tem območju v obdobju 2013–2026. Tako kot na celotno populacijo tudi na SPA-jih na število gnezdečih parov vplivajo populacijski procesi – rodnost, smrtnost, odseljevanje in priseljevanje. Na te procese vplivajo razpoložljivi viri, kot so hrana in gnezdišča, ter drugi okoljski pogoji, ki določajo njihovo dostopnost in kakovost, pa tudi znotraj- in medvrstne interakcije.
Rodnost je bila letos v Sloveniji druga najboljša doslej. Poletelo je 773 mladičev, 53 mladičev manj kot lani, ko smo zabeležili rekordno rodnost. Na SPA-jih je bila rodnost drugič najboljša. Poletelo je 96 mladičev. Isto število mladičev je poletelo v letu 2013. »*Per capita*« rodnosti gnezdečih (JZa = 2,46) in uspešnih parov (JZm = 2,74) na SPA-jih sta bili med najboljšimi. Delež uspešnih parov je bil na SPA-jih tretji najboljši doslej – 90 % vseh gnezdečih parov je bilo uspešnih, speljali so najmanj enega mladiča.
Populacijske procese, zlasti rodnost, lahko pri belih štorkljah dokaj zanesljivo pojasnimo z vremenskimi pogoji med gnezdenjem. Znano je namreč, da vremenske razmere, količina padavin in temperatura značilno vplivajo na preživetje mladičev, še posebej v obdobju prvih desetih dni po izvalitvi (Carrascal *et al.* 1993, Bert & Lorenzi 1999, Moritzi *et al.* 2001, Tortosa & Castro 2003, Jovani & Tella 2004, Tryjanowski *et al.* 2004). Toplo in suho vreme povečuje verjetnost preživetja mladičev, medtem ko hladno in mokro vreme to verjetnost zmanjšuje. Pri nas na rodnost štorkelj najbolj vplivajo padavine v maju (Denac 2006b). Letošnja pomlad je bila nadpovprečno topla. Po podatkih Agencije Republike Slovenije za okolje (ARSO 2026) se letošnja pomlad uvršča na tretje mesto najtoplejših pomladi od leta 1950. Tudi količina pomladanskih padavin je bila znatno pod dolgoletnim povprečjem. Še posebej suh je bil april, ki se je uvrstil na četrto mesto najbolj suhih aprilov od leta 1950. Maj je bil nadpovprečno topel in sončen in nekoliko bolj deževen, vendar deževne razmere v maju verjetno niso pomembno vplivale na rodnost. Prihodi štorkelj so bili namreč tudi letos precej raztegnjeni. Številne štorklje so se v Slovenijo vrnile že v februarju, torej prej, kot je to običajno, in tudi prej pričele z gnezditvijo. Posledično so bili številni mladiči v maju, ko smo zabeležili nekoliko več padavin, že izven kritičnega obdobja.
Podrobnejša primerjava gnezditvenega uspeha treh SPA-jev z največjim številom gnezdečih parov je pokazala, da je bilo največje povprečno število poletelih mladičev (JZa) na SPA Goričko. Zabeležili smo drugi najvišji povprečni gnezditveni uspeh doslej – 2,64. Na SPA Krakovski gozd – Šentjernejsko polje je bil povprečni gnezditveni uspeh višji kot lani (2,36), na SPA Dravinjska dolina pa nižji (2,09). Povprečno število poletelih mladičev je bilo na SPA Goričko in SPA Krakovski gozd – Šentjernejsko polje višje od slovenskega povprečja (2,23), medtem ko je bilo na SPA Dravinjska dolina nižje.

Zgodnejša gnezditev v kombinaciji z nadpovprečno toplimi prvimi spomladanskimi meseci je verjetno prispevala k boljši rodnosti. Na SPA Goričko smo letos zabeležili rekordno rodnost (29

poletelih mladičev), na SPA Krakovski gozd – Šentjernejsko polje pa je bila rodnost sicer višja kot lani, a še vedno med najnižjimi na tem območju. Poleg lokalno neugodnih vremenskih razmer, ki se med regijami v Sloveniji lahko močno razlikujejo, na rodnost vpliva tudi znotrajvrstna kompeticija. Ta je razlog za gostotno odvisno rodnost, do katere pride, ko zaradi povečanja števila osebkov oziroma gnezdečih parov začne primanjkovati virov. To lahko gnezdeče pare sili k preseljevanju z območij in iskanju območij z manjšo gostoto štorkelj oziroma večjo razpoložljivostjo virov.

Medtem ko lahko rečemo, da splošno povečanje populacije štorkelj v državi sovpada s povečanjem populacije na SPA Goričko in Dravinjska dolina, pa to ne velja za območji Krakovski gozd - Šentjernejsko polje in Mura, kjer se je populacija zmanjšala najbolj dramatično. Povečevanje populacije torej ni enakomerno po vseh območjih SPA, temveč se kažejo izrazite regionalne razlike. Na SPA Mura smo, enako kot lansko leto, zabeležili le še en gnezdeči par (slika 3). Ob upoštevanju ekoloških raziskav in novejših podatkov o spremembah habitatov in rabe tal na tem območju (glej npr. Sackl (1987, 1989), Dziewiaty (1992), za Slovenijo pa specifično Šoštarič (1965), Jež (1987), Hudoklin (1991), Denac (2001, 2006a, 2006b, 2010, 2011, 2013), Radović & Denac (2011), Radović *et al*. (2014), Gajšek (2019)) smo razlago možnih vzrokov za te spremembe podrobneje že obravnavali v poročilu monitoringa za leto 2021. Vzroke bi bilo smiselno še podrobneje raziskati z dodatnimi ekološkimi študijami. Bela štorklja se namreč vse bolj kaže kot prilagodljiva vrsta, ki pri virih hrane ni tako izrazit specialist, kot smo domnevali v preteklosti, in je v zadnjih letih zaradi globalnega segrevanja profitirala. Milejše zime ji omogočajo krajše selitve ali celo prezimovanje v Evropi, bližje gnezditvenim območjem, kar poveča možnost preživetja, saj je selitev eno izmed najbolj nevarnih obdobij v življenju štorkelj. Populacija narašča ne le v Sloveniji, temveč tudi v večini drugih držav Evrope, Bližnjega vzhoda in severne Afrike (NABU 2025). Lokalni upadi populacije so zaradi tega še toliko bolj zaskrbljujoči, saj splošni pozitiven trend na nacionalni ravni ne pomeni izboljšanja stanja na vseh območjih. Dejavniki, ki so prispevali k temu stanju, lahko prek verige ekoloških interakcij, bioakumulacije ali drugih mehanizmov negativno vplivajo tudi na človeka.



Slika 3: Število gnezdečih parov (HPa) na SPA z največjo populacijo med letoma 2013 in 2026

V tabeli 7 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 7: Dejavniki, ki vplivajo na belo štorkljo, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
izsuševanje vlažnih travnikov	zelo pomemben (-)	Goriup & Schulz 1990, del Hoyo *et al*. 1992
preprečevanje poplav oziroma spreminjanje vodnega režima poplavnih travnikov	zelo pomemben (-)	Goriup & Schulz 1990
opuščanje kmetijske rabe (ekstenzivnih) travnikov in njihovo zaraščanje	zelo pomemben (-)	Gajšek 2019
spreminjanje travnikov v njive (oranje in setev poljščin)	zelo pomemben (-)	Goriup & Schulz 1990
trki z nadzemnimi električnimi vodi in električni udari na njih	zelo pomemben (-)	del Hoyo *et al*. 1992, Hancock *et al.* 1992, Bernardino *et al*. 2018
intenzifikacija rabe travnikov (gnojenje, pogoste košnje)	pomemben (-)	Goriup & Schulz 1990, del Hoyo *et al.* 1992
IRP05 Izvedba agromelioracij in komasacij kmetijskih zemljišč	pomemben (-)	Vpliv ukrepa na belo štorkljo v Sloveniji ni bil ovrednoten, vendar pa ob izvedbi agromelioracij in komasacij praviloma pride do poslabšanja njenega habitata, zmanjšanja površine travnikov, povečanja površine njiv ter do izginotja manjšinskih habitatov, kot so lokalna zamočvirjenja, kali, mokrišča (glej Gotkiewicz &

		Wittbrodt 2019, Denac & Kmecl 2021).
uporaba pesticidov	pomemben (-)	Siekiera *et al*. 2024, BirdLife International 2025
pomanjkanje oziroma izguba primernih gnezdišč	lokalno pomemben (-)	Pri velikih gostotah lahko primanjkuje ustreznih prehranjevališč (Sæther *et al*. 2006, Djerdali *et al*. 2016) ali mest za gnezdenje (Janss & Sanchez 1997, Sæther *et al*. 2006).
lov	lokalno pomemben (-), vendar ne v Sloveniji, kjer je vrsta zavarovana	Vrsto lovijo zaradi prehrane in športnega lova (del Hoyo *et al*. 1992), predvsem med selitvijo (Hancock *et al*. 1992) in na območjih prezimovanja (Goriup & Schulz 1990).
IRP13 Izgradnja namakalnih sistemov, ki so namenjeni več uporabnikom; IRP40 Individualni namakalni sistemi in nakup namakalne opreme	potencialno pomemben (-)	Izgradnja namakalnih sistemov lahko potencialno negativno vpliva na belo štorkljo, saj lahko spremeni vodni režim in značilnosti kmetijske krajine ter s tem vpliva na njena prehranjevališča (izsuševanje mokrišč).
vremenske razmere na gnezdiščih, selitvi in prezimovališčih	zelo pomemben (-/+)	Denac 2006b, Cuadrado *et al*. 2016, Sæther *et al*. 2006 Vremenski pogoji med selitvijo vplivajo na hitrost in trajanje migracije, pogostost in trajanje postankov ter na pogoje za prehranjevanje (Gordo 2007). Vremenski pogoji, še posebno dež, imajo pomemben vpliv na reproduktivni uspeh bele štorklje (Cuadrado *et al*. 2016). Vremenske razmere v času gnezdenja vplivajo predvsem na preživetje mladičev (Denac 2006b).
podnebne spremembe	zelo pomemben (+/-)	Globalno segrevanje vpliva na spreminjanje selitvenega in prehranjevalnega vzorca štorkelj. Določene populacije so začele prezimovati na gnezditvenem območju oziroma so skrajšale svoje selitvene poti. Preživetje štorkelj med prezimovanjem v Evropi je večje, kot pri tistih, ki migrirajo v Afriko (Rotics *et al*. 2017). Ptice, ki imajo odprta, izpostavljena gnezda, kot bele štorklje, so izpostavljene ekstremnim vremenskim pojavom, kot so toča in močno deževje (Tobolka *et al*. 2015).

IRP23 Habitatni tipi in vrste na območjih Natura 2000 (HTV_N2000) - HTV.1 Negnojeni travniki na območjih Natura 2000, HTV.2 Gorički travniki	pomemben (+/-)	Beli štorklji stalen vir hrane zagotavlja mozaična košnja, saj zaradi lažje dostopnosti plena lovijo na travnikih z nizko vegetacijo (Johst *et al.* 2001). Potrebna je redna košnja, vendar ne več kot 2–3-krat letno, ki je pomembna predvsem zaradi ohranjanja vrstno pestre in številčne združbe nevretenčarjev na travnikih (Denac & Kmecl 2014).
urbanizacija in industrializacija	lokalno pomemben (-/+)	Urbanizacija in industralizacija negativno vplivata na populacijo bele štorklje (Hancock *et al.* 1992). Urbanizacija v kulturni krajini lahko v manjši meri lokalno pozitivno vpliva, a zgolj z vidika, da bela štorklja gnezdi v bližini človekovih bivališč na elektičnih drogovih, dimnikih in strehah (Ferger & Schwaderer 2016). Če se urbanizacija zgodi na račun njenih prehranjevališč, pa je vpliv negativen.
redna košnja (2-3-krat letno)	pomemben (+)	Denac & Kmecl 2014, Goławski & Kasprzykowski 2021
SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje	pomemben (+)	Mulčenje, večkratna košnja v kratkih presledkih, siliranje in pretirano gnojenje niso primerni za ohranjanje vrstno bogatih travnikov, saj spreminjajo travnike v monokulturo (Spellerberg 1991).
SOPO INP08.02 Tradicionalna raba travinja	pomemben (+)	Vaitkuvienė & Dagys 2015
SOPO INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijski praksi »Praha« in »Varovalni pasovi«	pomemben (+)	Ohranjanje in izboljšanje biotske raznovrstnosti omogoči večjo pestrost in gostoto plena bele štorklje.
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati, BK.2 Travišči habitati metuljev, BK.3 Steljniki, BK.4 Mokrotni travišči habitati, BK.5 Ohranjanje mokrišč in barij, BK.14 Habitati ptic vlažnih ekstenzivnih travnikov	pomemben (+)	Vpliv navedenih KOPOP za belo štorkljo v Sloveniji ni bil ovrednoten, vendar pa o pomenu ekstenzivnega kmetovanja ter ohranjanja ekstenzivnih (predvsem) vlažnih travnikov lahko sklepamo glede na tuje in domače vire, npr. Spellerberg 1991, Johst *et al*. 2001, Nowakowski 2003, Gajšek 2019. Vlažni travniki sodijo med najpomembnejše prehranjevalne habitate bele štorklje (del Hoyo *et al*. 1992).
KOPOP NV.13 Varovalni pasovi ob vodotokih	lokalno pomemben (+)	Siekiera *et al*. 2024
KOPOP BK.11 Obvladovanje invazivnih tujerodnih rastlinskih vrst	lokalno pomemben (+)	Zatiranje invazivnih tujerodnih rastlinskih vrst je pomembno za

		ohranjanje primernih habitatov bele štorklje.

VIRI

ARSO (2026): Podnebne značilnosti meteorološke pomladi 2026. Agencija Republike Slovenije za okolje, Ministrstvo za okolje in prostor. https://meteo.arso.gov.si/met/sl/climate/current/climate_season/

Bernardino J., Bevanger K., Barrientos R., Dwyer J.F., Marques A.T., Martins R.C., Shaw J.M., Silva J.P., Moreira F. (2018): Bird collisions with power lines: State of the art and priority areas for research. Biological Conservation 222: 1–13.

Bert E., Lorenzi M.C. (1999): The influence of weather conditions on the reproductive success of the White Stork *(Ciconia ciconia)* in Piedmont/Italy. Str. 437–442. V: Schulz H. (ur.): Weißstorch im Aufwind? – White Storks on the up? Proc. Int. Symp. on the White Stork, Hamburg 1996. Naturschutzbund Deutschland, Bonn.

BirdLife International (2025): Species factsheet: *White Stork Ciconia ciconia*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/white-stork-ciconia-ciconia, 19. 8. 2026.

Bogaart P., van der Loo M., Pannekoek J. (2026): _rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data_, R package version 2.3.1. https://CRAN.R-project.org/package=rtrim

Carrascal L.M., Bautista L.M., Lázarom E. (1993): Geographical variation in the density of the White Stork *Ciconia ciconia* in Spain: Influence of habitat structure and climate. Biological Conservation 65: 83–87.

Cuadrado M., Sánchez Í., Barcell M., Armario M. (2016): Reproductive data and analysis of recoveries in a population of white stork, *Ciconia ciconia*, in southern Spain: a 24–year study. Animal Biodiversity and Conservation 39 (1): 37–44.

del Hoyo J., Elliot A., Sargatal J. (1992): Handbook of the Birds of the World, Vol. 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona.

Denac D. (2001): Gnezditvena biologija, fenologija in razširjenost bele štorklje *Ciconia ciconia* v Sloveniji. Acrocephalus 22: 89-103.

Denac D. (2006a): Intraspecific Exploitation Competition as Cause for Density Dependent Breeding Success in the White Stork. Waterbirds 29: 391-394.

Denac D. (2006b): Resource-dependent weather effect in the reproduction of the White Stork *Ciconia ciconia*. Ardea 94: 233-240.

Denac D. (2010): Population dynamics of the White stork *Ciconia ciconia* in Slovenia between 1999 and 2010. Acrocephalus 31: 145/146 (101-114).

Denac D. (2011): Resources, conditions and interactions influencing White Stork (*Ciconia ciconia*) fecundity. V: Fusani, L., Coppack, T., Strazds, M. (eds.) 2011. 8th Conference of the European Ornithologists' Union. Programme and Abstracts, Riga 2011, Latvian Ornithological Society, Riga, pp. 104.

Denac D. (2013): Results of the 6th International White Stork Census 2004/05 in Slovenia. V: NABU. White Stork populations across the world – Results of the 6th International White Stork Census 2004/05. Berlin.

Denac K., Kmecl P. (2014): Ptice Goričkega. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Kmecl P. (2021): Land consolidation negatively affects farmland bird diversity and conservation value. Journal of Nature Conservation 59: 125934.

Denac K., Mihelič T., Božič L., Kmecl P., Jančar T., Figelj J., Rubinić B. (2011): Strokovni predlog za revizijo posebnih območij varstva (SPA) z uporabo najnovejših kriterijev za določitev mednarodno pomembnih območij za ptice (IBA). Končno poročilo (dopolnjena verzija). Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Djerdali S., Guerrero-Casado J., Tortosa F.S. (2016): The effects of colony size interacting with extra food supply on the breeding success of the White Stork (*Ciconia ciconia*). Journal of Ornithology 157 (4): 941–947.

Dziewiaty K. (1992): Nahrungsökologische Untersuchungen am Weißstorch *Ciconia ciconia* in der Dannenberger Elbmarsch (Niedersachsen). Vogelvelt 113: 133-144.

Ferger S.W., Schwaderer G. (2016): The European Stork Villages - a successful combination of nature conservation and sustainable development of rural areas. Str. 219–225. V: Jerzak L., Shephard J., Aguirre J.I., Shamoun-Baranes J., Tryjanowski P. (ur.): The White Stork: studies in biology, ecology and conservation. Zielona Góra: Oficyna Wydawnicza UZ.

Gajšek U. (2019): Populacijska dinamika bele štorklje *Ciconia ciconia* v Sloveniji med letoma 1999 in 2018 ter problematika gnezdenja na srednje napetostnih daljnovodnih drogovih. Magistrsko delo. Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko.

Goławski A., Kasprzykowski Z. (2021): Alternative foraging strategies in the white stork *Ciconia ciconia*: The effect of mowing meadows. Agriculture, Ecosystems & Environment 319: 107563.

Gordo O., Sanz J.J., Lobo J.M. (2007): Spatial patterns of white stork (*Ciconia ciconia*) migratory phenology in the Iberian Peninsula. Journal of Ornithology 148 (3): 293–308.

Goriup P.D., Schulz H. (1990): Conservation management of the white stork: An international opportunity. ICBP Study Report No. 37. International Council for Bird Preservation, Cambridge.

Gotkiewicz W., Wittbrodt K. (2019): White stork (*Ciconia ciconia* L.) as an indicator of natural environment status in agricultural areas, illustrated with an example of Masurian Landscape Park. Environmental Protection and Natural Resources 30 (1): 1–6.

Hancock J.A., Kushlan J.A., Kahl M.P. (1992): Storks, Ibises and Spoonbills of the World. Academic Press, New York.

Hudoklin A. (1991): Bela štorklja *Ciconia ciconia* na jugovzhodnem Dolenjskem. Acrocephalus 12: 24-27.

Janss G.F.E., Sanchez I. (1997): Productivity of White Stroks at different nest sites. Ardeola 44 (1): 101–103.

Jež M. (1987): Bela štorklja (*Ciconia ciconia* L.) v Sloveniji v letu 1979. Varstvo narave 13: 79-91.

Johst K., Brandl R., Pfeifer R. (2001): Foraging in a patchy and dynamic landscape: Human land use and the White Stork. Ecological Applications 11 (1): 60–69.

Jovani R., Tella J.L. (2004): Age-related environmental sensitivity and weather mediated nestling mortality in white storks *Ciconia ciconia*. Ecography 27: 611–618.

Moritzi M., Maumary L., Schmid D., Steiner I., Vallotton L., Spaar R., Biber O. (2001): Time budget, habitat use and breeding success of White Storks *Ciconia ciconia* under variable foraging conditions during the breeding season in Switzerland. Ardea 89: 457–470.

NABU (2025): 8th International White Stork Census 2024: Preliminary results. NABU. https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/info_partner_2025_en.pdf.

Nowakowski J.J. (2003): Habitat Structure and Breeding Parameters of the White Stork *Ciconia ciconia* in the Kolno Upland (NE Poland). Acta Ornithologica 38: 39–46.

R Core Team (2026): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/

Radović A., Denac D. (2011): Habitat suitability and potential expansion of the White Stork (*Ciconia ciconia*) breeding population in Slovenia. V: Fusani, L., Coppack, T., Strazds, M. (ur.) 2011. 8th Conference of the European Ornithologists' Union. Programme and Abstracts, Riga 2011, Latvian Ornithological Society, Riga. 313 str.

Radović A., Katti V., Perčec Tadić M., Denac D., Kotrošan D. (2014): Modelling the spatial distribution of White Stork *Ciconia ciconia* breeding populations in Southeast Europe. Bird Study 62: 106-114.

Rotics S., Turjeman S., Kaatz M., Resheff Y.S., Zurell D., Sapir N., Eggers U., Fiedler W., Flack A., Jeltsch F., Wikelski M., Nathan R. (2017): Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. Animal Behaviour 126: 79–88.

Sackl P. (1987): Über saisonale und regionale Unterscheide in der Ernährung und Nahrungswahl des Weißstorches *(Ciconia c. ciconia)* im Verlauf der Brutperiode. Egretta 30: 49-79.

Sackl P. (1989): Zur Ernährungsbiologie und Habitatnutzung des Weißstorchs. Vogelschutz in Österreich 4: 7-10.

Sæther B.-E., Grøtan V., Tryjanowski P., Barbraud C., Engen S., Fulin M. (2006): Climate and spatio-temporal variation in the population dynamics of a long distance migrant, the white stork. Journal of Animal Ecology 75: 80–90.

Siekiera J., Jankowiak Ł., Siekiera A., Ostaszewska M., Jerzak L., Kasprzak M., Ciepliński M., Kamiński P., Frątczak M., Tryjanowski P. (2024): Relationships between pesticides, polychlorinated biphenyls, blood parameters and oxidative stress of white stork *Ciconia ciconia* chicks in Poland. Environmental Science and Pollution Research 31: 43996–44004.

Spellerberg I. F. (1991): Biogeographical basis of conservation. Str. 293–322. V: Spellerberg I.F., Goldsmith F.B., Morris M.G. (ur.): The scientific management of temperate communities for conservation. Blackwell Science, Oxford.

Šoštarič M. (1965): Štorklje v slovenskem Podravju in Pomurju. Varstvo narave 4: 81-89.

Tobolka M., Zolnierowicz K.M., Reeve N.F. (2015): The effect of extreme weather events on breeding parameters of the White Stork *Ciconia ciconia*. Bird Study 62 (3): 377–385.

Tortosa F.S., Castro F. (2003): Development of thermoregulatory ability during ontogeny in the White Stork *Ciconia ciconia*. Ardeola 50: 39–45.

Tryjanowski P., Sparks T.H., Ptaszyk J., Kosicki J. (2004): Do White Storks *Ciconia ciconia* always profit from an early return to their breeding grounds? Bird Study 51: 222–227.

Uradni list RS (2013): Uredba o spremembah in dopolnitvah Uredba o posebnih varstvenih območjih (območjih Natura 2000). Uradni list RS, št. 33/2013 z dne 19.4.2013.

Vaitkuvienė D., Dagys M. (2015): Two-fold increase in White Stork (*Ciconia ciconia*) population in Lithuania: A consequence of changing agriculture? Turkish Journal of Zoology 39: 144–152.

KOSEC *Crex crex*

POVZETEK

V letu 2026 smo na vseh osmih redno štetih SPA skupaj registrirali 219 koscev, kar je drugi najboljši rezultat v obdobju po letu 2020 in peti najslabši v obdobju 1999-2026. Največ koscev smo tudi letos prešteli na SPA Ljubljansko barje (58 samcev), na SPA Planinsko polje pa smo smo jih popisali največ odkar izvajamo štetje (53 samcev). Najvišja števila koscev po letu 2020 so bila sicer zabeležena na štirih redno štetih SPA. Med njimi so poleg Planinskega polja še Breginjski Stol (19 samcev), Nanoščica (16 samcev) in Dobrava – Jovsi (17 samcev). Na Cerkniškem jezeru smo registrirali 53 pojočih samcev, medtem ko smo v dolini Reke popisali tri kosce. Na SPA Snežnik – Pivka kosca nismo registrirali (enako kot v 2022). Skupen trend populacije za vseh osem območij tako za obdobje 1999-2026 kot tudi za obdobje 2004-2026 je zmeren upad. Na Breginjskem Stolu je število koscev od leta 2004 dalje strmo, na SPA Ljubljansko barje, Nanoščica in Dobrava – Jovsi pa zmerno upadlo. Populacija je trenutno stabilna na Planinskem polju, na preostalih treh SPA pa je stanje populacije negotovo.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA

Popis je bil izveden v skladu s popisnim protokolom, ki je podrobneje predstavljen v Jančar & Božič 2015 in Jančar 2017. Na Breginjskem Stolu smo zaradi nedostopnega terena lokacije pojočih koscev določali izključno s triangulacijo. Na preostalih sedmih SPA pa je bila uporabljena najnatančnejša metoda določanja lokacij pojočih koscev s približanjem na 20 m in odčitanjem lokacije z GPS napravo. Vseh osem SPA je bilo letos popisanih dvakrat.

Primerjava podatkov s popisi iz preteklih let

Neposredna primerjava podatkov iz popisov v različnih letih ni mogoča iz dveh razlogov: (1) ker so bili na posameznih območjih in v posameznih letih kosci popisani bodisi enkrat bodisi dvakrat; in (2) ker popisi na nekaterih območjih niso bili izvedeni v čisto vseh letih. Da bi za osem redno štetih SPA omogočili primerjavo za nazaj, smo z letom 2017 uvedli dve novosti, s katerima smo normalizirali zbrane podatke (Jančar 2017):
(1) Za območja, ki so bila v posameznih letih popisana le enkrat, smo rezultate pomnožili s ponderjem 1,25. Toliko je namreč v povprečju petih let (2013-2017) znašala razlika med rezultati iz prvega popisa in končnimi rezultati.
(2) Zadrego zaradi manjkajočih podatkov za posamezna območja v posameznih letih smo presegli s t.i. »inputiranimi podatki«, ki smo jih izračunali s programom TRIM.

Izračun trenda

Način izračuna trenda je podrobneje opisan v Jančar (2018). Za osem redno popisanih SPA smo trend izračunali posebej za obdobje 1999–2026 in za obdobje 2004–2026. Leto 1999 je prvo leto, ko smo na vseh območjih kosce popisali s primerljivo metodo, leta 2004 pa je v Sloveniji začela veljati Direktiva o ptičah. Za obe obdobji smo trend izračunali na osnovi normaliziranih podatkov. Prav tako smo za obe obdobji primerjali sumarizirane podatke za celotna SPA.

SKLADNOST S SEZONO POPISA

Popis na vseh obravnavanih območjih smo opravili v predvidenem obdobju (15. 5. – 15. 6.).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

57 / 57

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

100 / 108

POPISNO OBMOČJE 2026:

Leta 2026 smo popis kosca izvedli na osmih območjih Natura 2000 za ptice (SPA), kjer se ga (vsaj) od leta 2004 popisuje vsako leto: Ljubljansko barje, Cerkniško jezero, Dolina Reke, Planinsko polje, Breginjski Stol, Nanoščica, Snežnik – Pivka in Dobrava – Jovsi.

REZULTATI

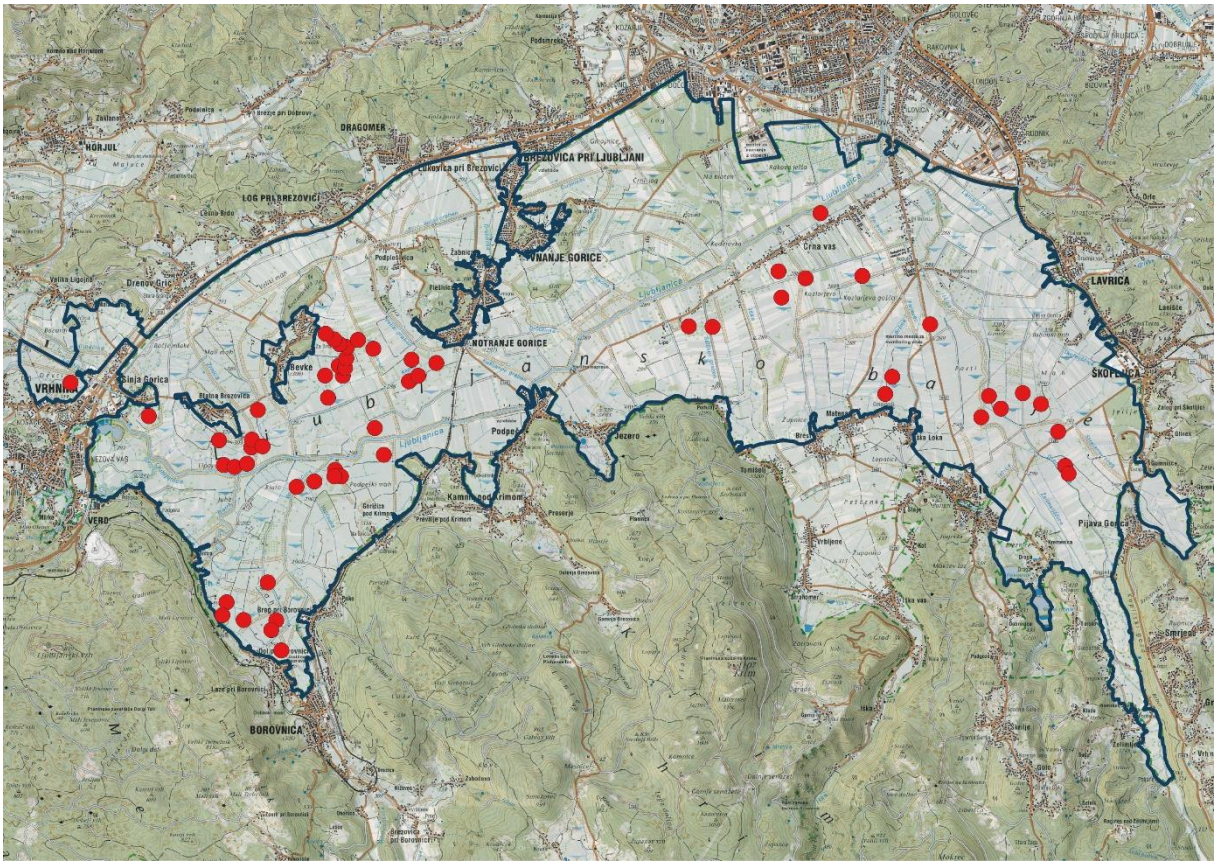
Rezultat popisa vrste

Na osmih redno štetih SPA smo v letošnjem letu popisali skupaj 219 pojočih koscev, kar je drugi najboljši rezultat po letu 2020. Največja števila, ki skupaj predstavljajo skoraj 75 % registriranih samcev, smo zabeležili na Ljubljanskem barju (58), Cerkniškem jezeru (53) in Planinskem polju (53). Na Snežnik – Pivka letos kosca nismo zaznali (tabela 1). Prostorska razporeditev preštetih koscev na posameznih SPA je prikazana na slikah 1-7.

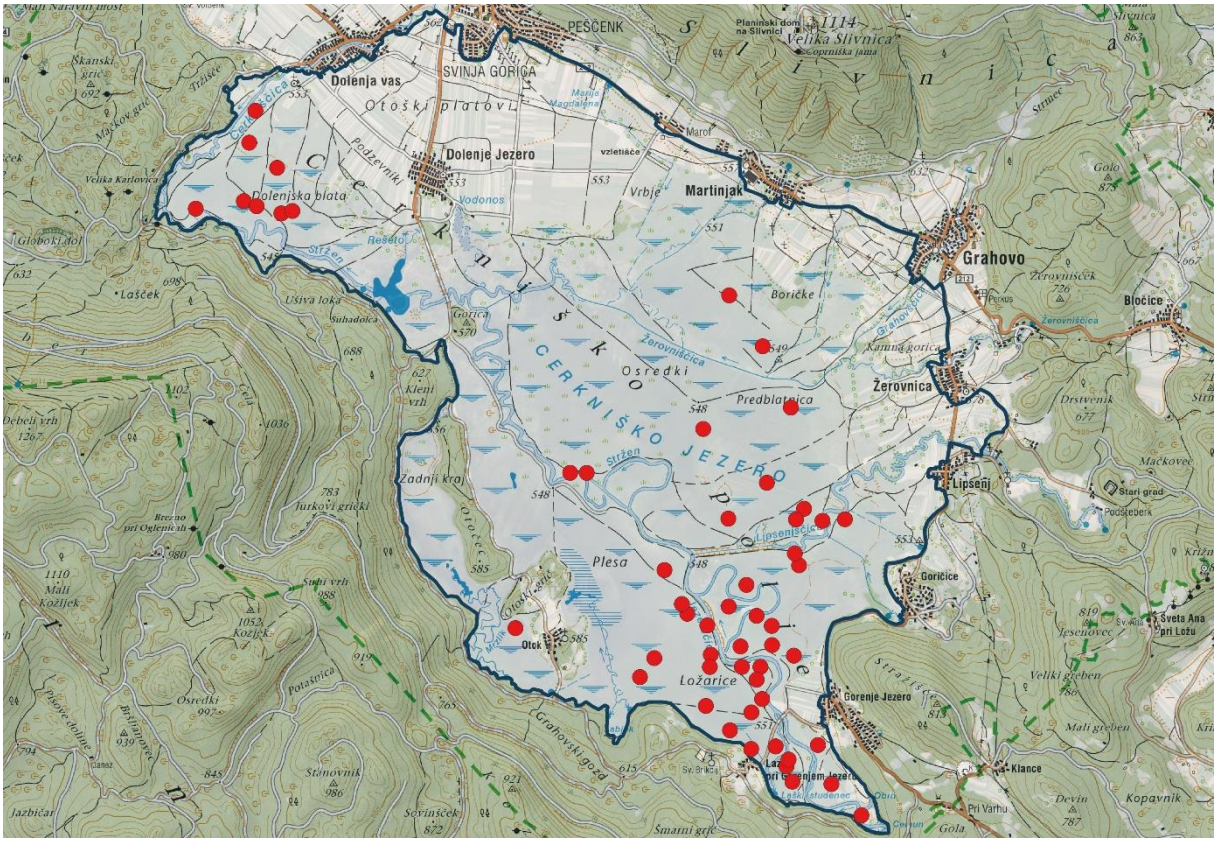
Sestavni del tega poročila so tudi podatki v elektronski obliki. Za vsako območje smo pripravili ločene shp datoteke. Datoteka s končnico »obdelani« vsebuje lokacije pojočih koscev iz obeh popisov. Datoteka s končnico »koncni« pa predstavlja interpretirane podatke z lokacijami težišča registracij vsakega osebka. V katerem od obeh popisov je bila ptica zabeležena, je razvidno iz atributne tabele iz stolpca »Interpr«.

Tabela 1: Število in odstotek koscev, zabeleženih na osmih redno štetih SPA v Sloveniji leta 2026

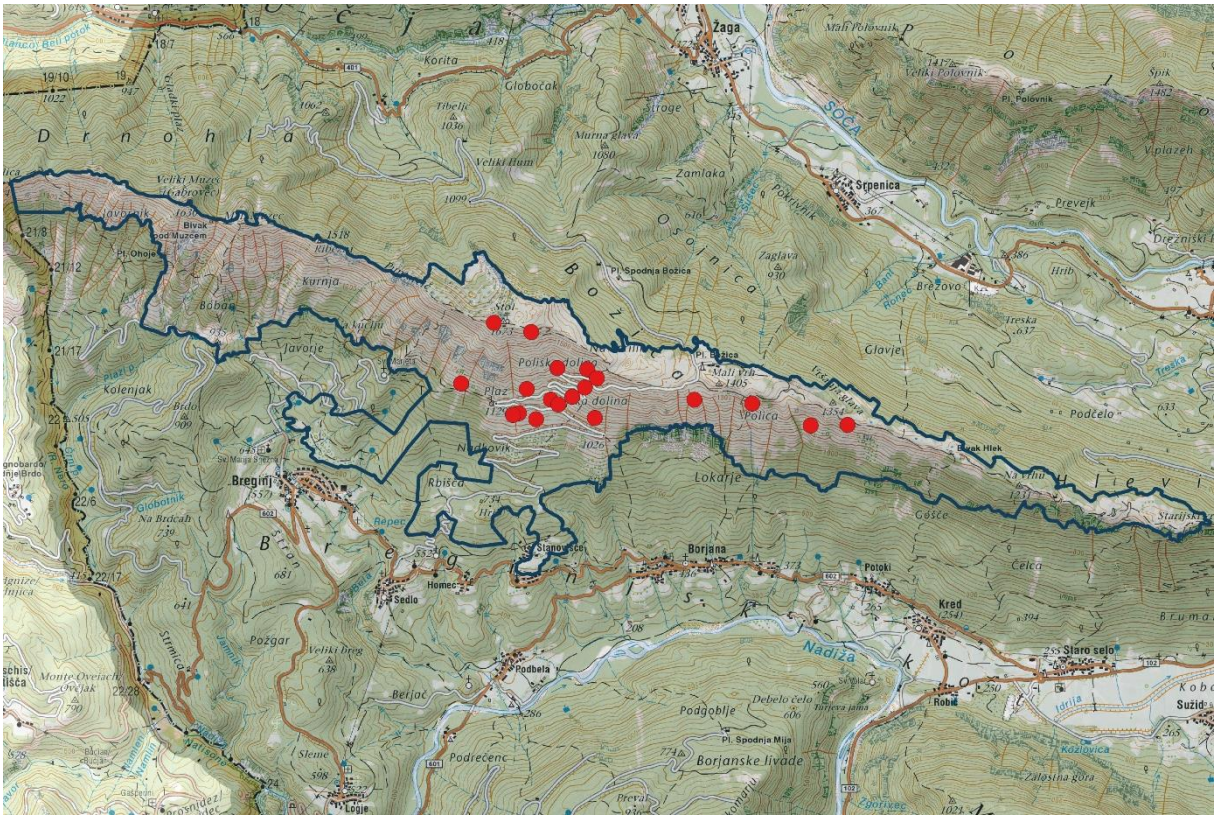
SPA	1. štetje	2. štetje	Skupaj	%
Ljubljansko barje	48	42	58	26,5
Cerkniško jezero	44	44	53	24,2
Breginjski Stol	13	16	19	8,7
Nanoščica	12	8	16	7,3
Planinsko polje	48	48	53	24,2
Dobrava – Jovsi	12	13	17	7,8
Dolina Reke	2	2	3	1,3
Snežnik – Pivka	0	0	0	0
Skupaj	**179**	**173**	**219**	**100**



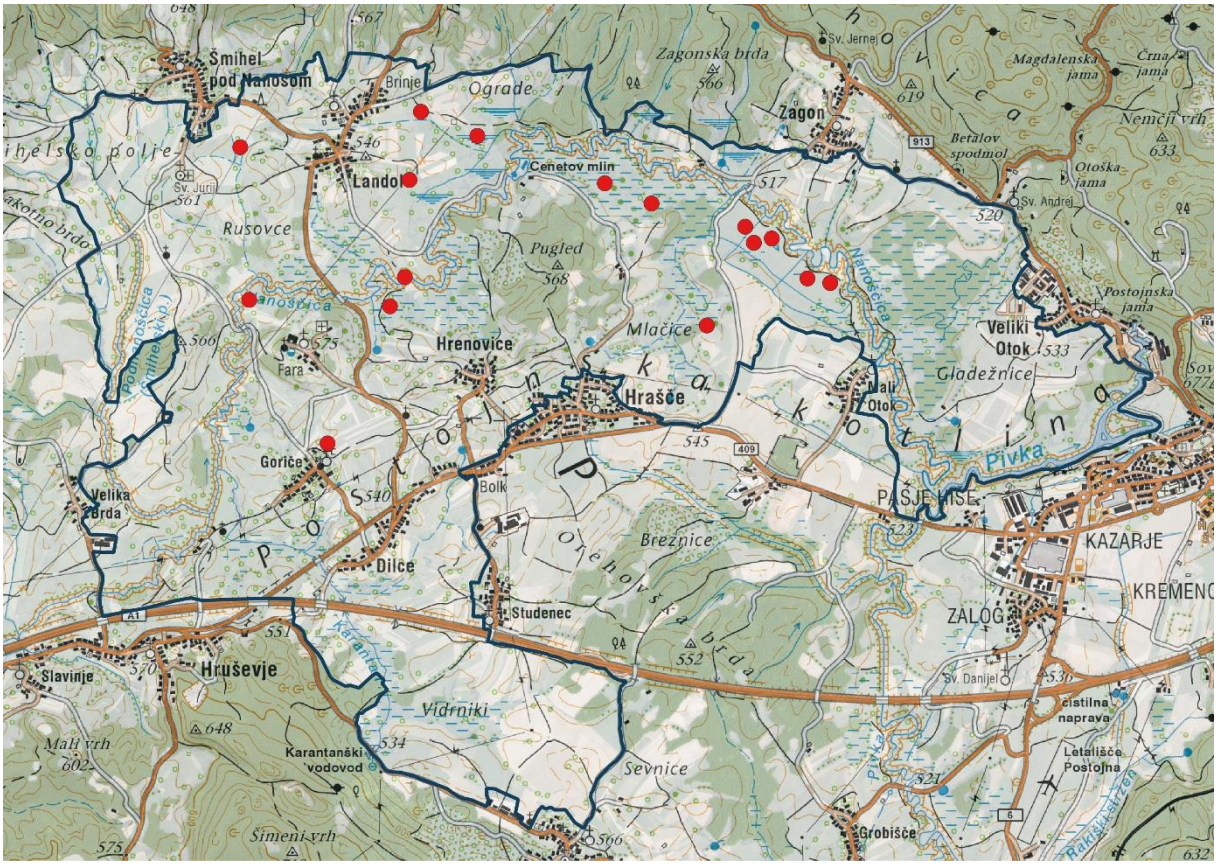
Slika 1: Lokacije pojočih samcev kosca na Ljubljanskem barju v letu 2026 (interpretirani podatki)



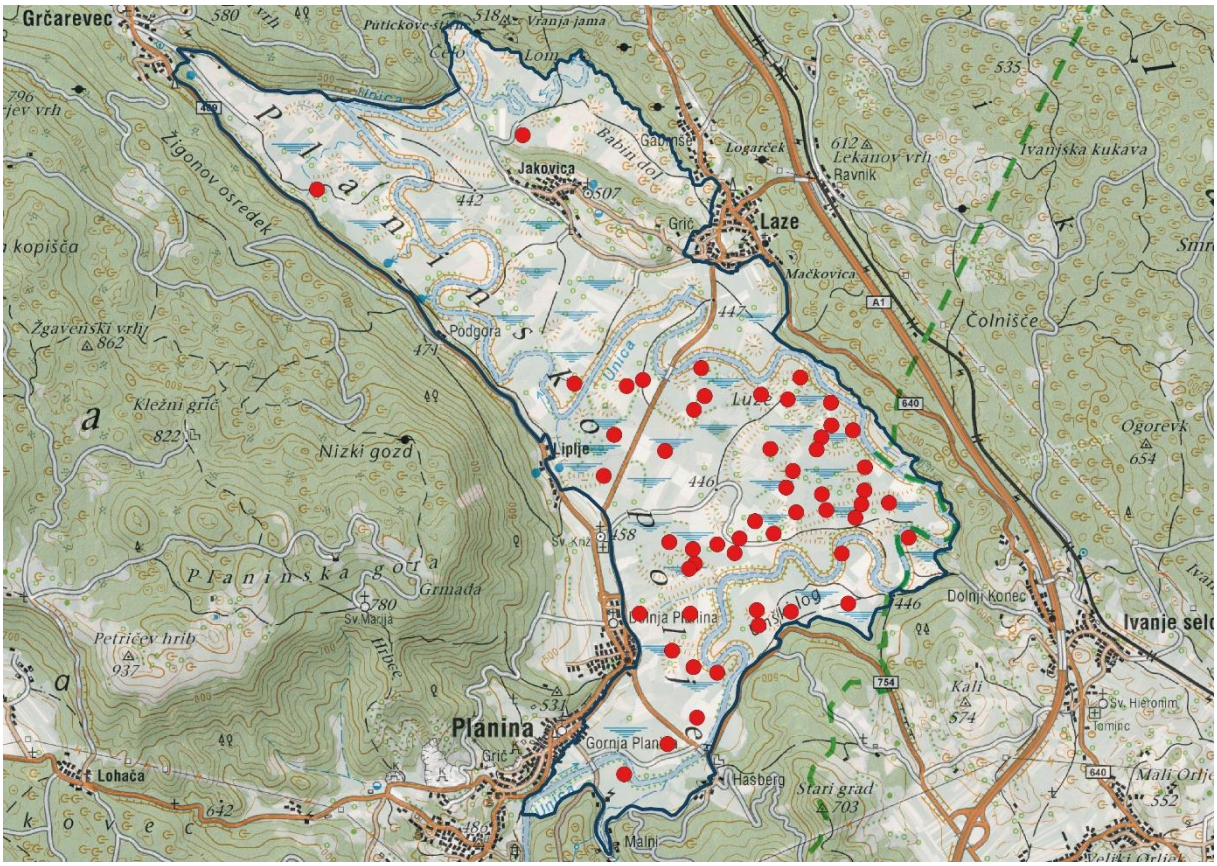
Slika 2: Lokacije pojočih samcev kosca na Cerkniškem jezeru v letu 2026 (interpretirani podatki)



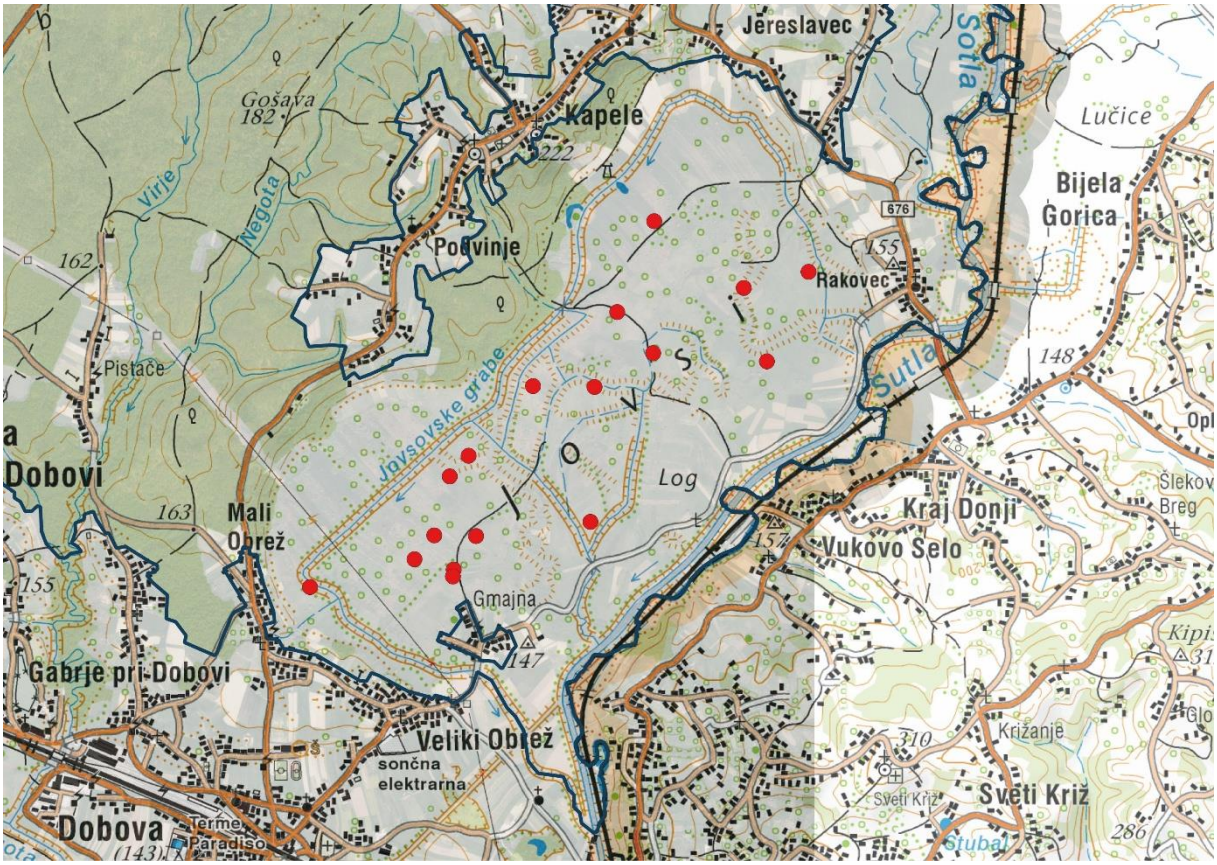
Slika 3: Lokacije pojočih samcev kosca na Breginjskem Stolu v letu 2026 (interpretirani podatki)



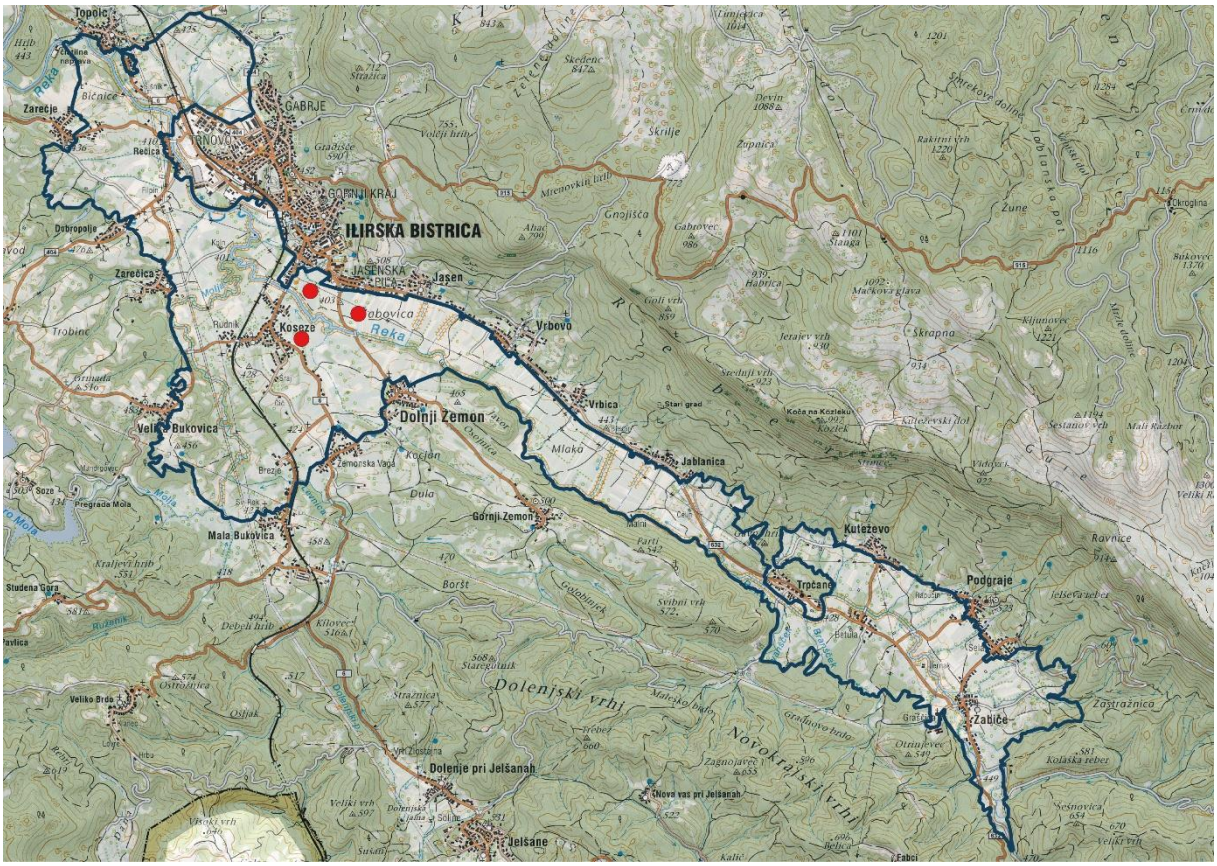
Slika 4: Lokacije pojočih samcev kosca na Nanoščici v letu 2026 (interpretirani podatki)



Slika 5: Lokacije pojočih samcev kosca na Planinskem polju v letu 2026 (interpretirani podatki)



Slika 6: Lokacije pojočih samcev kosca v Jovsih v letu 2026 (interpretirani podatki)



Slika 7: Lokacije pojočih samcev kosca v dolini Reke v letu 2026 (interpretirani podatki)

V tabeli 2 podajamo pregled števila preštetih koscev na obravnavanih SPA za obdobje 1999-2026, v tabeli 3 pa so ti podatki normalizirani na način, da je omogočena neposredna primerjava (glej Jančar 2017). Komentarji v nadaljevanju se nanašajo na normalizirane vrednosti.

Glede na celokupno število zabeleženih koscev je bilo letošnje leto precej nad povprečjem za obdobje po letu 2020 (=156 koscev). Kljub temu pa gre za peto najslabše leto od 2004 dalje (v obdobju 2004-2020 ni bilo slabše nobeno leto) (tabela 3). Na Ljubljanskem barju, kjer smo tudi letos prešteli največ koscev, je bilo število za 81 % nižje kot leta 1999 in za več kot polovico nižje od povprečja za obdobje 2004-2012 (=127 koscev; to je obdobje od vstopa Slovenije v EU do zadnjega leta, ko je število koscev na SPA Ljubljansko barje konstantno presegalo mejo 100 pojočih samcev). Drugič, odkar izvajamo štetja, kosca nismo zabeležili na SPA Snežnik – Pivka. Rekordno visoko število pojočih samcev pa smo letos prešteli na Planinskem polju. Na tem območju smo jih popisali kar 13 več kot leta 2016, ko smo jih sicer v obdobju 1999-2025 zabeležili največ. V primerjavi z rezultati zadnjih let smo več koscev zabeležili tudi na preostalih SPA. Na Cerkniškem jezeru, Breginjskem Stolu, Nanoščici in v Jovsih je bil letošnji rezultat precej nad, v dolini Reke pa blizu povprečja za obdobje po letu 2020 (=41 koscev za SPA Cerkniško jezero, 6 koscev za SPA Breginjski Stol, 10 koscev za SPA Nanoščica in 11 koscev za SPA Dobrava – Jovsi).

Tabela 2: Primerjava števila koscev, zabeleženih na obravnavanih SPA v letih 1992 ter 1999-2026. **Sivo** so označeni podatki, ki so bili zbrani le z enim popisom, brez ponovitve. **Oranžno** so označena območja, na katerih popis v določenem letu ni bil opravljen.[1]

	Ljubljansko barje	Cerkniško jezero	Breginjski Stol	Nanoščica	Planinsko polje	Dobrava-Jovsi *	Dolina Reke	Snežnik-Pivka	Skupaj
1992	236	101	14	12	29	6	30	-	**428**
1999	245	54	41	30	31	17	58	16	**492**
2000	-	54	-	-	-	-	-	-	**54**
2001	-	65	-	-	-	-	-	-	**65**
2002	165	76	44	17	26	14	-	14	**356**
2003	146	74	-	28	-	-	-	-	**248**
2004	104	61	84	22	23	20	16	10	**340**
2005	134	47	52	22	20	21	-	7	**303**
2006	171	22	34	20	-	36	25	-	**308**
2007	142	54	53	13	11	40	20	3	**336**
2008	106	35	73	21	13	17	18	-	**283**
2009	122	-	26	12	12	16	1	-	**189**
2010	118	54	15	18	16	12	0	7	**240**
2011	131	82	35	5	13	11	14	2	**293**
2012	119	70	24	25	19	7	13	9	**286**
2013	97	36	32	16	11	8	24	7	**231**
2014	114	50	24	21	14	25	11	3	**262**
2015	126	61	24	30	28	18	3	6	**296**
2016	88	58	25	28	40	26	4	3	**272**
2017	61	62	20	19	21	14	5	3	**205**
2018	46	113	33	26	23	15	6	8	**270**
2019	80	98	14	16	27	14	14	5	**268**
2020	98	103	12	8	26	10	6	4	**267**
2021	88	45	9	9	18	12	4	4	**189**
2022	47	30	5	2	13	6	3	0	**106**
2023	32	21	7	7	12	6	0	6	**91**
2024	36	33	5	12	15	6	0	1	**108**
2025	74	66	15	11	35	14	1	6	**222**
2026	58	53	19	16	53	17	3	0	**219**

* vključeni le podatki za Jovse, ki so bili do zadnjih sprememb Uredbe o posebnih varstvenih območjih (območjih Natura 2000) sestavni del območja »Kozjansko-Jovsi«

[1] V poročilu za 2017 je bilo izvedena delna revizija starejših podatkov, zaradi česar podatki v poročilu za 2017 v manjši meri odstopajo od podatkov v starejših poročilih. Za podrobnosti o tem glej poročilo Jančar (2017).

Tabela 3: Primerjava normaliziranega števila koscev na obravnavanih SPA v letih 1999-2026. **Sivo** so označena polja z normaliziranimi podatki, ker so bili zbrani le z enim popisom, brez ponovitve. **Oranžno** so označena območja, ko popis v določenem letu ni bil opravljen; v ta polja so vnešene »inputirane vrednosti«, ki smo jih glede na trend populacije kosca na območju izračunali s programom TRIM. **Bela** polja vsebujejo podatke o dejansko preštetih koscih v dveh ponovitvah popisa.

	Ljubljansko barje	Cerkniško jezero	Breginjski Stol	Nanoščica	Planinsko polje	Dobrava-Jovsi *	Dolina Reke	Snežnik-Pivka	Skupaj
1999	306	68	51	30	39	21	73	20	**608**
2000	235	68	76	23	32	22	56	15	**530**
2001	220	81	72	23	30	22	49	14	**501**
2002	165	95	55	21	33	14	43	14	**440**
2003	146	93	64	28	29	21	37	12	**430**
2004	104	76	105	22	29	25	20	10	**391**
2005	134	59	65	22	25	26	28	7	**366**
2006	171	28	43	25	26	36	25	9	**363**
2007	142	68	66	13	11	40	25	3	**368**
2008	106	44	91	21	16	17	23	8	**326**
2009	122	70	33	12	15	16	1	7	**276**
2010	118	68	15	18	16	12	0	7	**254**
2011	131	103	44	5	16	11	18	2	**330**
2012	119	88	30	25	24	9	16	11	**322**
2013	97	45	40	16	11	10	24	9	**252**
2014	114	63	24	21	14	25	14	3	**278**
2015	126	76	30	30	28	18	4	6	**318**
2016	88	73	31	28	40	26	4	3	**293**
2017	61	78	25	19	21	14	5	3	**226**
2018	46	113	41	26	23	19	6	8	**282**
2019	100	123	18	16	34	14	14	5	**324**
2020	98	103	12	8	26	10	6	4	**267**
2021	88	45	9	9	18	12	4	4	**189**
2022	47	30	5	2	13	6	3	0	**106**
2023	32	21	7	7	12	6	0	6	**91**
2024	36	33	5	12	15	8	0	1	**110**
2025	74	66	15	11	35	14	1	6	**222**
2026	58	53	19	16	53	17	3	0	**219**

* vključeni so le podatki za Jovse, ki so bili do zadnjih sprememb Uredbe o posebnih varstvenih območjih (območjih Natura 2000) sestavni del območja »Kozjansko-Jovsi«

Trend vrste

Trend kosca na vseh osmih redno popisanih SPA skupaj tako za obdobje 1999-2026 (tabela 4) kot za obdobje 2004-2026 (tabela 5) je zmeren upad. V primerjavi z lanskim rezultatom je do spremembe prišlo le na Planinskem polju, kjer je trenutni kratkoročni trend vrste negotov, medtem ko dolgoročni trend ostaja stabilen. Na Cerkniškem jezeru, kjer je bila še do vključno

leta 2022 populacija od leta 1999 ocenjena kot stabilna, je trend vrste negotov. Od vstopa Slovenije v EU leta 2004 je populacija kosca strmo upadla na SPA Breginjski Stol ter zmerno upadla na SPA Ljubljansko barje, Nanoščica in Dobrava – Jovsi.

Tabela 4: Trend populacije kosca na osmih redno štetih SPA za obdobje 1999–2026, izračunan na osnovi normaliziranih podatkov za posamezna območja

Območje	Trend 1999-2026	Vrednost trenda
Ljubljansko barje	zmeren upad	0.9460 ± 0.0105
Cerkniško jezero	negotov	0.9856 ± 0.0215
Breginjski Stol	zmeren upad	0.9166 ± 0.0253
Nanoščica	negotov	0.9607 ± 0.0236
Planinsko polje	stabilen	0.9962 ± 0.0193
Dobrava – Jovsi	negotov	0.9662 ± 0.0211
Dolina Reke	zmeren upad	0.9195 ± 0.0317
Snežnik – Pivka	zmeren upad	0.9670 ± 0.0152
vseh 8 SPA skupaj	**zmeren upad**	**0.9595 ± 0.0061**

Tabela 5: Trend populacije kosca na osmih redno štetih SPA za obdobje 2004–2026, izračunan na osnovi normaliziranih podatkov za posamezna območja

Območje	Trend 2004-2026	Vrednost trenda
Ljubljansko barje	zmeren upad	0.9499 ± 0.0035
Cerkniško jezero	negotov	0.9890 ± 0.0342
Breginjski Stol	strm upad	0.9025 ± 0.0072
Nanoščica	zmeren upad	0.9624 ± 0.0092
Planinsko polje	negotov	1.0162 ± 0.0247
Dobrava – Jovsi	zmeren upad	0.9564 ± 0.0081
Dolina Reke	negotov	0.9274 ± 0.0643
Snežnik – Pivka	negotov	0.9824 ± 0.0246
vseh 8 SPA skupaj	**zmeren upad**	**0.9581 ± 0.0071**

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti kosca **na SPA**, kjer je kosec varovana vrsta in kjer jo redno spremljamo, je narejena na osnovi monitoringov zadnjih dveh let (2025-2026; Blažič 2025, to delo). Ker pri koscu izvajamo popolne popise območij in ker se šteje, da z dvema popisoma dovolj verodostojno zajamemo celotno populacijo, smo kot oceno razpona populacije za obdobje 2025-2026 vzeli kar najnižjo in najvišjo vrednost, zabeleženo v enem od teh dveh let. Upoštevali smo normalizirane vrednosti. Za SPA Julijci, Krakovski gozd – Šentjernejsko polje, Banjšice in Vipavski rob smo oceno naredili na podlagi lanskega nacionalnega popisa vrste (Blažič 2025).

Tabela 6: Nove populacijske ocene za kosca na SPA in v Sloveniji v obdobju 2025-2026

SPA	Populacijska ocena [št. parov]	Obdobje veljavnosti ocene	Vir za oceno
Ljubljansko barje	58-74	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Cerkniško jezero	53-66	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Breginjski Stol	15-19	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Nanoščica	11-16	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Planinsko polje	35-53	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Dobrava-Jovsi	14-17	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Dolina Reke	1-3	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Snežnik-Pivka	0-6	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Julijci	25-30	2025	Blažič 2025
Krakovski gozd - Šentjernejsko polje	0	2025	Blažič 2025
Banjšice	0-5	2025	Blažič 2025
Vipavski rob	0-1	2025	Blažič 2025
Skupaj 12 SPA	**212-290**	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Lukalitete izven SPA	9	2025	Blažič 2025
Skupaj Slovenija	221-299	2025-2026	Blažič 2025, to delo
Skupaj Slovenija zaokroženo	**230-300**	2025-2026	Blažič 2025, to delo

Ocena številčnosti kosca v Sloveniji v obdobju 2025-2026 je **230-300 parov** in je za 11-53 % višja od zadnje (150-270 parov), ki je bila za obdobje 2024-2025 podana lani (Blažič 2025).

DISKUSIJA

Kljub temu, da je bilo glede na število zabeleženih koscev letošnje leto precej nad povprečjem za obdobje po letu 2020, se je populacija vrste na osmih redno štetih SPA v 27 letih (od leta 1999) zmanjšala za skoraj dve tretjini. Izračunana trenda za obdobji 1999-2025 in 2004-2025 na vseh območjih skupaj kažeta na zmeren upad populacije.

V številnih evropskih državah opažajo velika medletna nihanja v populaciji kosca, dejavniki, odgovorni za to, pa so premalo raziskani (Koffijberg *et al*. 2016). Raziskave kažejo, da je upad populacije na območju gnezditvene razširjenosti v veliki meri povezan z intenzivnim upravljanjem travnikov, predvsem na račun povečane frekvence in novih tehnologij košnje (Koffijberg & Schäffer 2006), hkrati pa je za teritorialne samce na različnih delih Evrope značilna tudi različna stopnja zvestobe na ravni teritorija med posameznimi leti. Medtem ko je bilo na Škotskem ugotovljeno, da se večina koscev vsako leto vrne v bližino svojih teritorijev (Green 1999), je raziskava na Poljskem pokazala na izredno nizko stopnjo zvestobe (Budka *et al*. 2020). Vsaj v nekaterih popuacijah so bili premiki na dolge razdalje potrjeni tudi znotraj iste

gnezditvene sezone, kar pa je verjetno v večji meri pogojeno z zgodnjo košnjo, po kateri primeren gnezditveni habitat več tednov ni na voljo (Mikkelsen *et al*. 2013, Budka *et al*. 2020).

Kmetijstvo, predvsem z intenzifikacijo na eni in opuščanjem rabe na drugi strani, ima močan vpliv tudi na pojavljanje kosca na osmih redno štetih SPA. Razlogi za upad populacije kosca na Ljubljanskem barju so podrobneje razdelani v Jančar (2018), med najpomembnejšimi pa so uničevanje gnezd zaradi prezgodnje košnje, povečana smrtnost kebčkov zaradi novih tehnologij košnje ter izginjanje vlažnih in ekstenzivnih travnikov (Jančar 2019). Glede na večletne popise pokošenosti travnikov je delež koscev, ki pojejo na travnikih, ki so okoli 10. julija še nepokošeni, na Ljubljanskem barju majhen: 2015 – 34% (Jančar & Božič 2015), 2016 – 53,7% (Božič & Jančar 2016), 2017 – 49,2% (Jančar 2017), 2018 – 42,4% (Jančar 2018), 2019 - 72,5 % preštetih koscev je bilo poplavljenih; od preostalih koscev (22) pa jih je bilo le 31,9% na travnikih, ki so bili okoli 10. julija še nepokošeni/nepašeni (Jančar 2019). Navedeno kaže, da je na tem SPA preživetje mladičev prvega legla v povprečju zelo verjetno omogočeno manj kot polovici koscev. V letošnjem letu je bilo več kot dve tretjini vseh pojočih samcev (40) popisanih na relativno majhnem območju na zahodnem delu Ljubljanskega barja (na grobo v trikotniku Vrhnika-Podplešivica-Borovnica), kjer vrsto dodatno ogroža širjenje paše pri visoki obtežbi pašnih živali ter zgodnja in večkratna košnja. Manjšanje obsega za kosca primernih habitnih tipov, kot so denimo nižinska visoka steblikovja, je vsaj ponekod na Ljubljanskem barju potrdil tudi Knez (2024). Njihova površina se je na izbranih popisnih kvadratih v Bevkah, severno od Iškega morosta in v bližini Ižanskih toplic v obdobju 1999-2024 namreč zmanjšala za 77,8-94,7 %.



Slika 8: Prve površine so bile letošnjo pomlad na Ljubljanskem barju pokošene že zelo zgodaj. Več hektarjev površin severno od Iga je bilo denimo pokošenih že okoli 20. aprila (foto: B. Blažič).

Število letos zabeleženih koscev na Cerkniškem jezeru je za obdobje po letu 2020 nadpovprečno, a še vedno za 56,9 % nižje kot leta 2019, ko smo na območju prešteli največ koscev doslej. Glede na nizek vodostaj Stržena in njegovih pritokov ter posledično velike površine razpoložljivega habitata v obdobju popisov je rezultat vsekakor slabši od pričakovanega.

Število registriranih koscev na Breginjskem Stolu (19) je najvišje po letu 2018, a tu vrsto močno ogroža krčenje obsega travišč, ki je posledica zaraščanja južnih pobočij z visokimi steblikami (prevladujeta združbi gorskega jelenovca in kranjske selivke *Laserpitio sileri-Grafietum golakae* ter Haynaldovega glavinca in gorskega jelenovca *Centaureo julici-Laserpitietum sileris*, Dakskobler & Poldini 2012, marsikje so prisotne tudi maline, slika 9) ter lesno vegetacijo. Dodaten negativen vpliv ima po vsej verjetnosti tudi planinska paša, ki se izvaja na ovršnem delu grebena. Kjer se namreč pase govedo, je opazen razvoj bujne, vendar vrstno osiromašene nitrofilne vegetacije, ki koscu ne ustreza (rastje je pregosto, da bi se po njem lahko neovirano premikal, slika 10).



Sliki 9 in 10: Zaraščanje južnih pobočij z visokimi steblikami in lesno vegetacijo (slika 9 zgoraj) ter razvoj bujne nitrofilne vegetacije z osati (*Cirsium* sp.) in koprivami (*Urtica* sp.) kot posledica paše na ovršnem delu (slika 10 spodaj) sta največja dejavnika ogrožanja populacije kosca na Breginjskem Stolu (foto: K. Denac).

Planinsko polje je edino od osmih redno štetih SPA, kjer je dolgoročni trend vrste (1999-2026) stabilen. Letos smo na območju zabeležili najvišje število pojočih samcev, odkar izvajamo štetja. Največ (32) smo jih prešteli v Trznah, Lužah in Krajnarci - najbolj ekstenzivno obdelanih in naravovarstveno najpomembnejših območjih na osrednjem delu polja. Tako kot lani je bil del koscev tudi letos registriran na ekstenzivno gojenih travnikih s prevladujočima travniškim lisičjim repom (*Alopecurus pratnesis*) in zdravilno strašnico (*Sanguisorba officinalis*) ter na v tekočem letu še nepašenih pašnikih. Ker pa je večina teh površin pokošena ali intenzivno popašena do konca junija, je možnost uspešne gnezditve na njih praktično nična. Rezultati popisov pokošenosti iz let 2018 in 2023 nasploh kažejo da je zelo velik delež travniških površin na Planinskem polju okoli 10. julija že pokošen: 2018 – 74,3 % in 2023 – 70,8 % (Koce 2023). Večje sklenjene nepokošene površine vsaj do sredine poletja ostanejo v Trznah in v tem času nudijo pomemben refugij osebkom, ki so se na začetku sezone zadrževali na površinah, košenih bolj zgodaj (B. Blažič *lastni podatki*). Na Planinskem polju se sicer širi tudi paša – leta 2018 je bilo okoli 10. julija pašenih 8,3 % travniških površin, leta 2023 pa že 13,9 % (Koce 2023). Paša z visoko obtežbo pašnih živali je prisotna tudi ponekod v Trznah.



Slika 11: Eden od popisanih koscev v Trznah na Planinskem polju (foto: B. Blažič)

Intenziviranje koščevega habitata je glavni dejavnik ogrožanja tudi na večjem delu ostalih redno štetih SPA. Na Nanoščici je upad kosca verjetno v večji meri povezan z gnojenjem in posledično prezgodnjo košnjo ter vedno bolj razširjeno pašo goveda. Oboje je problem tudi na SPA Snežnik – Pivka, kjer je večina ravninskih in bolj mezofilnih travnikov košenih prezgodaj, suhi travniki v bolj gričevnatih delih pa so marsikje spremenjeni v pašnike. Po podatkih kartiranja habitatnih tipov iz 2011 in 2014 v dolini Reke prevladujejo intenzivni travniki (okoli 40 %) in lesna vegetacija (okoli 30 %). Ekstenzivnih vlažnih travnikov je malo (okoli 5 %), nekateri se zaraščajo (Čarni *et al*. 2011, Otopal *et al*. 2015). V Jovsih pa je zaraščanju podvržen večji del območja, medtem ko se v manjši meri intenzivira le severni, manj vlažen del (Žvikart 2009).

V tabeli 7 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 7: Dejavniki, ki vplivajo na kosca, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
zgodnja košnja z uporabo novih tehnologij	zelo pomemben (-)	Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Schipper *et al*. 2011, Boldogh *et al*. 2016, BirdLife International 2025
intenzifikacija travnikov (gnojenje, izsuševanje, pogoste košnje)	zelo pomemben (-)	Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Boldogh *et al*. 2016, BirdLife International 2025
premena travnikov v njive	zelo pomemben (-)	Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, BirdLife International 2025
fragmentacija ustreznega habitata na ravni krajine	zelo pomemben (-)	Green 1996, Schipper *et al*. 2011
intenzivna paša	pomemben (-)	Stowe *et al*. 1993, Green et al. 1997, Boldogh *et al*. 2016
opuščanje kmetijstva in posledično zaraščanje z lesno vegetacijo	pomemben (-)	Koffijberg & Schäffer 2006, Boldogh *et al*. 2016, BirdLife International 2025 Kratkoročno lahko ta proces izboljša kakovost koščevega habitata (vegetacija v zgodnjih sukcesijskih fazah ustreza ekologiji vrste, poleg tega je zaradi odsotnosti košnje z mehanizacijo zmanjšana smrtnost legel in mladičev). Dolgoročno pa opustitev rabe vodi v zaraščanje z grmovjem in drevjem ter sčasoma do pojava gozda.
tujerodne invazivne rastlinske vrste	lokalno pomemben (-)	Skórka *et al*. 2010
izguba ustreznega habitata na prezimovališčih	potencialno lokalno pomemben (-)	Stowe & Becker 1992, Walther *et al*. 2012, Wang *et al*. 2025 Raziskave ob koncu prejšnjega stoletja so pokazale, da vrsta na prezimovališčih ni ogrožena - primernega habitata je bilo dovolj, na nekaterih območjih so se zaradi

		krčenja gozdov in opuščanja kmetijstva travniki celo širili. V zadnjih dveh desetletjih pa se je zaradi različnih socio-ekonomskih dejavnikov (npr. vladnih politik, dostopa do trga in mednarodne pomoči) kmetijstvo v Afriki precej intenziviralo. Ob tem je do največjega obsega intenzifikacije in širjenja kmetijskih zemljišč prišlo v državah vzhodne Afrike (npr. Etiopija, Kenija, Tanzanija in Zambija), kjer prezimuje pomemben del evropske populacije kosca. To bi lahko do določene mere vplivalo tudi na del v Sloveniji gnezdeče populacije, a za to zaenkrat ni neposrednih dokazov.
izguba ustreznega habitata na selitveni poti	potencialno lokalno pomemben (-)	Schäffer *et al*. 2006, Walther et al. 2012 Povečan pritisk na afriška mokrišča bi lahko lokalno vodil v izgubo mokrotnih travnikov kot ključnih selitvenih postajališč.
plenjenje	manj pomemben (-)	Green *et al*. 1997, BirdLife International 2025 Vpliv plenjenja kot samostojnega dejavnika je verjetno majhen, bolj izrazit je lahko v kombinaciji z drugimi dejavniki (npr. fragmentacija habitata).
lov	manj pomemben (-)	Koffijberg & Schäffer 2006, Walther *et al*. 2012, BirdLife International 2025
ekstremni vremenski dogodki	lokalno zelo pomemben (-)	Skoraj tri četrtine pojočih samcev se v Sloveniji pojavlja na ravnicah ob rekah ali kraških poljih, ki so ob obilnih deževjih lahko vsaj delno poplavljena. Na vpliv ekstremnih vremenskih dogodkov v povezavi s poplavami na gnezdečo populacijo kosca pri nas je mogoče sklepati iz preteklih poročil v okviru monitoringa ciljnih vrst na območjih Natura 2000, npr. Božič & Jančar 2016, Jančar 2019, Blažič & Denac 2021, 2023, 2024, Blažič 2025 in tudi tujih virov, npr. Boldogh *et al*. 2016.
KOPOP BK.14 Habitati ptic vlažnih ekstenzivnih travnikov; Habitatni tipi in vrste na območjih Natura 2000 (HTV_N2000) (IRP23) - HTV.1	zelo pomemben (+)	Vpis v vsaj enega od teh dveh ukrepov je možen na vseh osmih redno štetih SPA in Planji, kjer se glede na zadnji vseslovenski popis vrste pojavlja več kot 80 % nacionalne populacije (Blažič 2025). Poskus vrednotenja ukrepa

		VTR v okviru priprave preteklih poročil za monitoring ciljnih vrst na območjih Natura 2000 (Jančar 2016, 2017) je pokazal, da neproporcionalno velik del koscev na Ljubljanskem barju poje na travnikih, ki so vpisani v ta ukrep. O pomenu ekstenzivnega travinja lahko sicer sklepamo glede na tuje vire, npr. Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Berg & Gustafson 2007, Schipper *et al*. 2011, Boldogh *et al*. 2016
KOPOP BK.2 Traviščni habitati metuljev	lokalno zelo pomemben (-)	Na Ljubljanskem barju se pomemben del populacije kosca (predvsem med Bevkami in Blatno Brezovico) pojavlja na območju potencialnega vpisa v ukrep MET, znotraj katerega datum prve košnje (do 15. 6. v tekočem letu) ni ustrezen za varstvo prvih legel kosca. Vrednotenje tega KOPOP za vrsto ne obstaja, na neustreznost ukrepa zaradi omogočanja prezgodnje košnje pa lahko sklepamo iz drugih virov, npr. Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Schipper *et al*. 2011, Boldogh *et al*. 2016.
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati	manj pomemben (-)	Majhen delež nacionalne populacije se pojavlja na območju potencialnega vpisa v ukrep HAB, ki dovoljuje pašo, prezgodnje datume prve rabe (npr. po 10. 6. ponekod na Radenskem polju in po 20. 6. na Banjšicah) ter uporabo do 40 kg organskega dušika/ha in zato ni ustrezen za varstvo vrste. Vrednotenje tega KOPOP za vrsto ne obstaja, na neustreznost ukrepa zaradi možnosti intenziviranja in posledičnega izginjanja ekstenzivnih travišč pa lahko sklepamo iz drugih virov, npr. Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Schipper *et al*. 2011, Boldogh *et al*. 2016
KOPOP BK.4 Mokrotni travišči habitati	manj pomemben (-)	Majhen delež nacionalne populacije se verjetno pojavlja na območju potencialnega vpisa v ukrep HABM, ki dovoljuje prezgodnji datum prve košnje (po 30. 6.) in zato ni ustrezen za varstvo vrste. Vrednotenje tega KOPOP za vrsto ne obstaja, na neustreznost ukrepa zaradi prezgodnjega datuma prve košnje

		pa lahko sklepamo iz drugih virov, npr. Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Schipper *et al*. 2011, Boldogh *et al*. 2016, BirdLife International 2025
KOPOP BK.3 Steljniki	lokalno pomemben (+)	Poskus vrednotenja ukrepa STE v okviru priprave preteklih poročil za monitoring ciljnih vrst na območjih Natura 2000 (Jančar 2016, 2017) je pokazal, da manjši del koscev na Ljubljanskem barju poje tudi na travnikih, ki so vpisani v ta ukrep. O pomenu ekstenzivnega travinja za vrsto sicer lahko sklepamo glede na tuje vire, npr. Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Berg & Gustafson 2007, Schipper *et al*. 2011, Boldogh *et al*. 2016
KOPOP BK.13 Planinska paša	lokalno pomemben (-/+)	Paša po eni strani vzdržuje določeno sukcesijsko fazo in upočasnjuje zaraščanje z grmovjem in gozdom po drugi strani pa lahko ob visoki obtežbi pašnih živali vodi v pojav goste, vrstno osiromašene vegetacije, ki za kosca ni primerna, ter v uničenje gnezd s teptanjem. Vrednotenje tega KOPOP ne obstaja, vendar bi glede na določene vire (npr. Green *et al*. 1997, Koffijberg & Schäffer 2006, Boldogh *et al*. 2016) lahko imel pomemben vpliv na del populacije, ki je vezana na montanska travišča (predvsem znotraj SPA Breginjski Stol in Julijci), kjer se ukrep izvaja.
KOPOP BK.11 Obvladovanje invazivnih tujerodnih rastlinskih vrst	lokalno pomemben (+)	vrednotenje tega ukrepa ne obstaja, vendar je najverjetneje vsaj lokalno pomemben glede na tuje vire, npr. Skórka *et al*. 2010,
SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje	Potencialno lokalno pomemben (+)	vrednotenje omenjene SOPO ne obstaja, vendar bi bila lahko ponekod potencialno pomembna za vzdrževanje ekstenzivnih travišč

VIRI

BirdLife International (2025): Species factsheet: Corncrake *Crex crex*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/corncrake-crex-crex, 5. 8. 2026.

Berg Å., Gustafson T. (2007): Meadow management and occurrence of corncrake *Crex crex*. Agriculture, Ecosystems & Environment 120: 139–144.

Blažič B. (2025): Kosec *Crex Crex*. Str. 71-92. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U. (2025): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Blažič B., Denac K. (2021): Kosec *Crex crex*. Kosec Crex crex. Str. 76-90. V: Denac K., Blažič B., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2021. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Blažič B., Denac K. (2023): Kosec *Crex crex*. Kosec Crex crex. Str. 71-87. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Blažič B., Denac K. (2024): Kosec *Crex crex*. Str. 75-92. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Boldogh S. A., Szentirmai I., Nagy K., Habarics B. (2016): Distribution, population trends and conservation status of the Corncrake *Crex crex* in Hungary 2007-2015. Vogelwelt 136: 121–126.

Božič L., Jančar T. (2016): Kosec *Crex crex*. Str. 62-85. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Božič L., Jančar T., Denac D., Bordjan D., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Budka M., Kokociński P., Bogawski P., Nowak M., Białas J., Machura M. (2020): Seasonal changes in distribution and abundance of a local Corncrake population. Journal of Ornithology 162: 17–29.

Čarni A., Čelik T., Dakskobler I., Košir P., Juvan N., Marinšek A., Sajko I., Šilc U., Vreš B. (2011): Kartiranje negozdnih habitatnih tipov Slovenije: območje Reka, Marindol, Volčeke, Kras – Lokev, Mirna. Končno poročilo. ZRC SAZU, Biološki inštitut Jovana Hadžija, Ljubljana.

Dakskobler I., Poldini L. (2012): Two new tall herb communities with the dominant *Laserpitium siler* and *Grafia golaka* from the SE Alps (NE Italy, W Slovenia). Hacquetia 11 (1): 47–89.

Green R.E. (1999): Survival and dispersal of male corncrakes *Crex crex* in a threatened population. Bird Study 46: 218–S229.

Green R.E., Rocamora G., Schäffer N. (1997): Populations, ecology and threats to the Corncrake *Crex crex* in Europe. Vogelwelt 118: 117–134.

Jančar T. (2017): Kosec *Crex crex*. Str. 46-63. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Jančar T., Denac D., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2017. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Jančar T. (2018): Kosec *Crex crex*. Str. 62-102. V: Denac K., Jančar T., Božič L., Mihelič T., Koce U., Kmecl P., Kljun I., Denac D., Bordjan D. (2018): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2018 in sinteza monitoringa 2016-2018. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Jančar T. (2019): Kosec *Crex crex*. Str. 56–82. V: Denac K., Božič L., Jančar T., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2019. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Jančar T., Božič L. (2015): Kosec *Crex crex*. Str. 52-87. V: Denac K., Mihelič T., Kmecl P., Denac D., Bordjan D., Figelj J., Božič L., Jančar T.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2015. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Knez D. (2024): Populacijski trend treh travniških vrst ptic na Ljubljanskem barju: primerjava podatkov o velikosti populacij pred petindvajsetimi leti in danes. MSc thesis. Univerza v Ljubljani. Biotehniška fakulteta, Ljubljana.

Koce U. (2023): Izboljšanje stanja ohranjenosti HT travniki s prevladujočo stožko (*Molinia* spp.) na karbonatnih, šotnih ali glineno-muljastih tleh (*Molinion caeruleae*) (HT 6410) in bazična nizka barja (HT 7230) ter vrst kosec (*Crex crex*) (A 122) in pisana penica (*Sylvia nisoria*) (A 307) – varstveni cilj 4.1.11. Spremljanje kakovosti in učinka aktivnosti. Poročilo. DOPPS, Ljubljana.

Koffijberg K., Schaffer N. (2006): International single species action plan for the conservation of the Corncrake *Crex crex*. CMS/AEWA, Bonn, Germany.

Koffijberg K., Hallmann C., Keišs O., Schäffer N. (2016): Recent population status and trends of Corncrakes *Crex crex* in Europe. Vogelwelt 136: 75-87.

Mikkelsen G., Dale S., Holtskog T., Budka M., Osiejuk T. (2013): Can individually characteristic calls be used to identify long-distance movements of Corncrakes *Crex crex*? Journal of Ornithology 154: 751–760.

Otopal J., Ivajnšič D., Pipenbaher N., Kaligarič M. (2015): Kartiranje negozdnih habitatnih tipov Slovenije. Območje Reka 2. Končno poročilo. Fakulteta za naravoslovje in matematiko Univerze v Mariboru, Maribor.

Schäffer N., Walther B.A., Gutteridge K., Rahbek C. (2006): The African migration and wintering grounds of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. Bird Conservation International 16: 33–56.

Schipper A.M., Koffijberg K., van Weperen M., Atsma G., Ragas A. M.J., Hendriks A.J., Leuven R.S.E.W. (2011): The distribution of a threatened migratory bird species in a patchy landscape: A multi-scale analysis. Journal of Ornithology 152 (2): 435–447.

Skórka P., Lenda M., Tryjanowski P. (2010): Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. Biological Conservation 143: 856–861.

Stowe T.J., Becker D. (1992): Status and conservation of Corncrakes *Crex crex* outside the breeding grounds. Tauraco 2: 1–23.

Stowe T. J., Newton A. V., Green R. E., Mayes E. (1993): The decline of the corncrake *Crex crex* in Britain and Irland in relation to habitat. Journal of Applied Ecology 30: 53–62.

Walther B.A., Taylor P.B., Schäffer N., Robinson S., Jiguet F. (2012): The African wintering distribution and ecology of the Corncrake *Crex crex*. Bird Conservation International 23 (3): 309–322.

Wang M., Wang C., Hu Q., Wei H., Li X., Li Z., Zhu N., Xue B., Li S., Xu B. (2025): Spatial-temporal patterns of cultivated land expansion and intensification in Africa from 2000 to 2020. International Journal of Agricultural Sustainability 23 (1).

Žvikart M. (2009): Odziv populacije kosca (*Crex crex*) na uvajanje varstvenih ukrepov v Jovsih (jugovzhodna Slovenija). MSc thesis. Ljubljana. Univerza v Ljubljani. Biotehniška fakulteta.

SREDNJI DETEL *Dendrocopos medius*

POVZETEK

V letu 2026 je bilo v Krakovskem gozdu na šestih transektih popisanih 35 parov, ob Muri pa na štirih transektih 33 parov srednjih detlov. Trend za obdobje 2010-2026 je na obeh območjih že nekaj let stabilen. Vrsto sicer ogroža sečnja, ki zajema predvsem preferenčne drevesne vrste (dob, tudi stari topoli in vrbe) in se odvija v času gnezditve. Seka se tudi gnezditvena drevesa z dupli. V Krakovskem gozdu vrsti grozi tudi zmanjševanje deleža doba v primerjavi z belim gabrom. Menimo, da je nadaljnja sečnja v Krakovskem gozdu in ob Muri zaradi že obstoječega prekomernega vpliva golosekov in sečnje doba na srednjega detla nedopustna.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Srednjega detla smo popisovali s pomočjo predvajanja svatovskega oglašanja po metodi, opredeljeni v letu 2010 (Denac *et al.* 2010).

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popis je bil opravljen v predvidenem obdobju (1. 3.-15. 4.).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

10 / 10

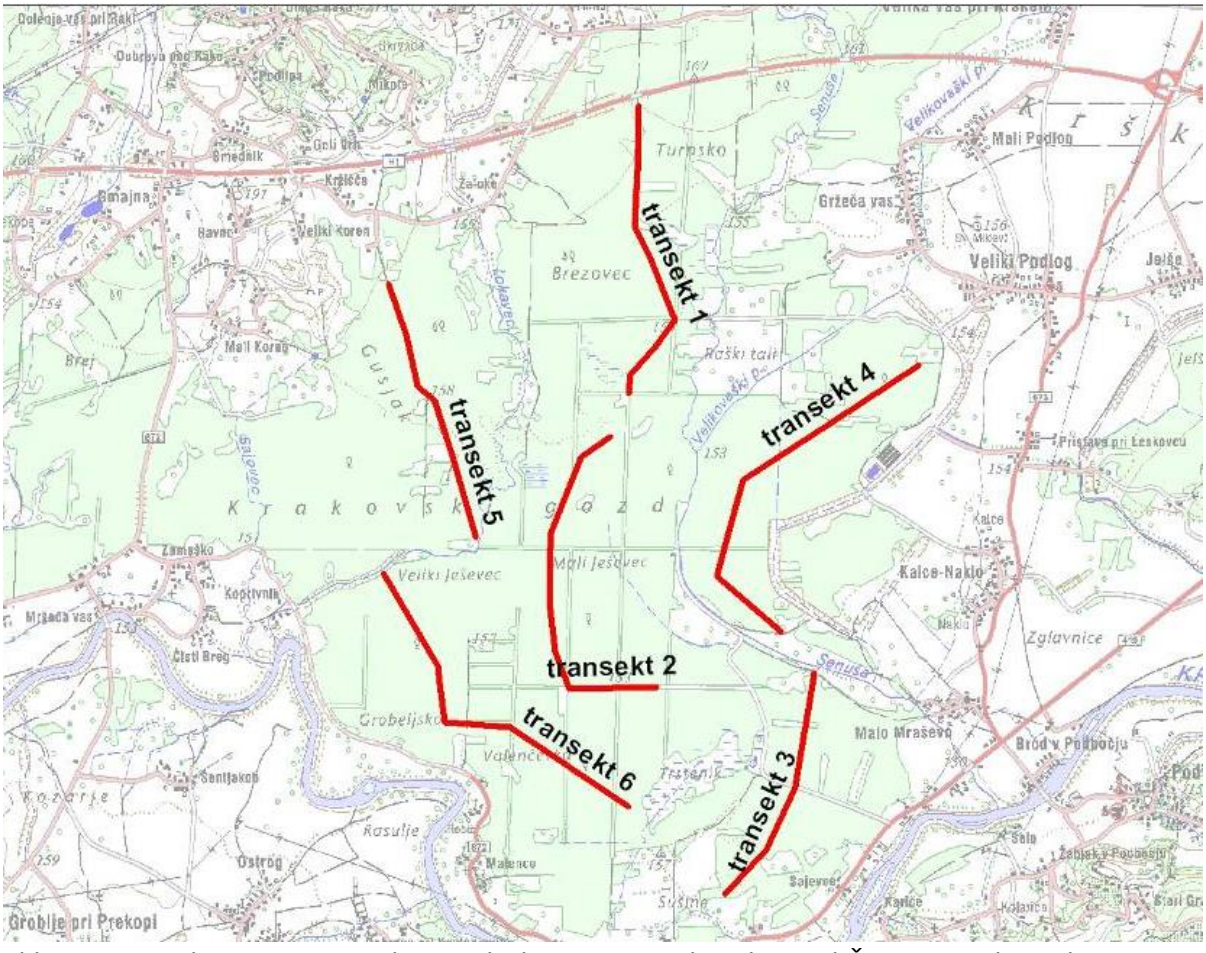
ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

14 / 15

POPISNO OBMOČJE 2026:
V letu 2026 smo srednje detle popisali na šestih transektih (33 popisnih točk) na SPA Krakovski gozd-Šentjernejsko polje in na štirih transektih (36 popisnih točk) na SPA Mura (sliki 1 in 2).



Slika 1: Transekti za popis srednjega detla na SPA Mura

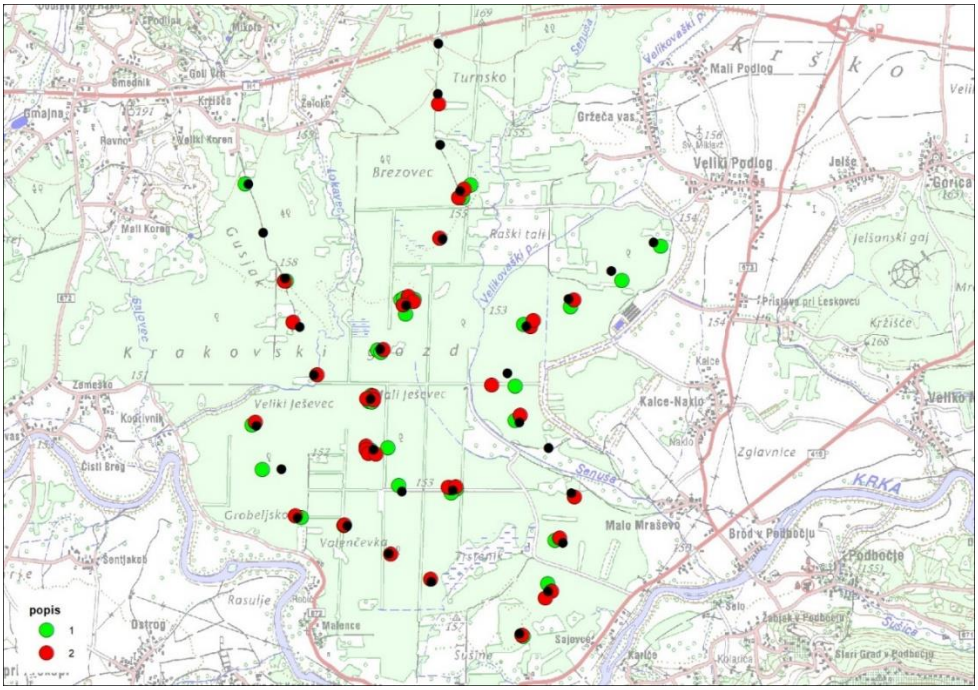


Slika 2: Transekti za popis srednjega detla na SPA Krakovski gozd-Šentjernejsko polje

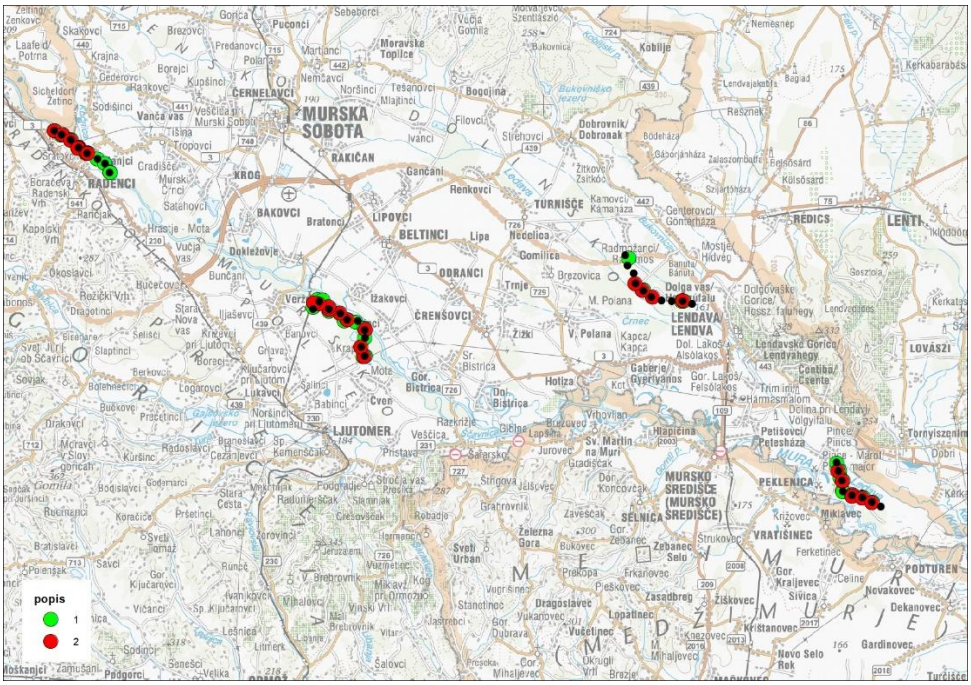
REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Na SPA Mura je bilo v letu 2026 na štirih transektih popisanih 33 parov, v Krakovskem gozdu pa 35 parov srednjih detlov (sliki 3 in 4, tabela 1).



Slika 3: Rezultat monitoringa srednjega detla v Krakovskem gozdu v letu 2026 (surovi, neinterpretirani podatki; črne pike so popisne točke)



Slika 4: Rezultat monitoringa srednjega detla ob Muri v letu 2026 (surovi, neinterpretirani podatki; črne pike so popisne točke)

Tabela 1: Primerjava rezultatov monitoringa srednjega detla po popisnih enotah na SPA Mura in Krakovski gozd-Šentjernejsko polje za obdobje 2010-2026 (v parih). V letu 2012 popisi niso bili izvedeni, saj niso bili del predvidenega programa za tisto leto.

SPA	**Transekt**	**2010**	**2011**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**
Mura	Radenci	5	7	6	6-7	6-7	7	5	8	8	7	7	8	8	10	9	9
	Krapje	9	13	10-11	6-9	8	8-9	7-8	9	8	11	11	10	10	9-10	11	11
	Črni log	11	10	8	7-8	6	6-7	5	7	8	10	9	8	7-8	8	8-9	5
	Murska šuma	8	12	8	9	7-8	7-9	6-7	8	9-11	9	7	10-11	7-9	7	7	8
SKUPAJ		**33**	**42**	**32-33**	**28-33**	**27-29**	**28-32**	**23-25**	**32**	**33-35**	**37**	**34**	**36-37**	**32-34**	**34-35**	**35-36**	**33**
Krakovski gozd-Šentjernejsko polje	T1	5	5	3	2-3	3	2	3	3	2	5-7	3-4	4	3-4	3	4-5	4
	T2	12	12	9	7-8	8	10	5	7-8	6-7	11-12	13	9	8	11	14	10
	T3	2	4	5	4	3	2	3-4	5	4	5	4-5	3-4	5-6	3-4	4	4
	T4	10	6	4	9	8	4	6	6	5	11	10	7	7	6-7	8	7
	T5	4	7-8	3	4	2	3	4	4	3	4	5-6	8	5	4	4	4
	T6	9	7	10	5-6	5	5	2	6	5	5	4-5	9	7-8	3-5	4	6
SKUPAJ		**42**	**41-42**	**34**	**31-34**	**29**	**26**	**23-24**	**31-32**	**25-26**	**41-44**	**39-43**	**40-41**	**35-38**	**30-34**	**38-39**	**35**

Trend vrste

Trend lahko izračunamo le za obdobje od vključno leta 2010 naprej, saj smo takrat spremenili popisno metodo - vrsto smo pričeli popisovati s predvajanjem posnetka teritorialnega oglašanja, pred tem pa smo popisovali spontano oglašajoče se osebke. Trend srednjega detla je za obdobje 2010-2026 **stabilen** tako za Krakovski gozd in Muro posebej kot tudi za obe območji skupaj (tabela 2).

Tabela 2: Populacijski trend srednjega detla na SPA Krakovski gozd – Šentjernejsko polje in Mura

Območje	**Trend**	**Vrednost trenda***	**Obdobje trenda**
Krakovski gozd - Šentjernejsko polje	stabilen	0.9969 ± 0.0072	2010-2026
Mura	stabilen	1.0035 ± 0.0062	2010-2026
obe območji skupaj	**stabilen**	**1.0004 ± 0.0048**	**2010-2026**

* skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti srednjega detla **na popisnih območjih** (transektih) za obdobje 2024-2026 je predstavljena v tabeli 1 zgoraj (30-39 parov v Krakovskem gozdu, 33-36 parov ob Muri).

Ocena številčnosti srednjega detla **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska in jo redno spremljamo (Mura, Krakovski gozd), je povzeta po Stanič (2023) in glede na stabilen trend zadnjih let ostaja nespremenjena. Na SPA Dobrava – Jovsi redni monitoring izvaja Zavod RS za varstvo narave, podatki pa prav tako kažejo na stabilno populacijo, zato populacijska ocena ostaja enaka, kot je bila ob reviziji IBA leta 2011 (Denac *et al.* 2011, tabela 3).

Tabela 3: Populacijske ocene za srednjega detla na SPA v obdobju 2024-2026

SPA	**Populacijska ocena**	**Vir za oceno**
Krakovski gozd – Šentjernejsko polje	120-220 parov	Stanič 2023, trend 2010-2026 (to delo)
Mura	1100-1700 parov	Stanič 2023, trend 2010-2026 (to delo)
Dobrava - Jovsi	40-60 parov	Denac *et al.* 2011, ZRSVN *neobjavljeni podatki*

Ocena številčnosti srednjega detla **v Sloveniji** je povzeta po zadnjem poročilu po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024 (https://zrsvn-varstvonarave.si/informacije-za-uporabnike/katalog-informacij-javnega-znacaja/, 5. 8. 2026) in znaša **1900-3100 parov**.

DISKUSIJA

Srednji detel je habitatni specialist, ki je zlasti vezan na prisotnost starih hrastov, ki so pomembni za vrsto tako za prehrano kot tudi za gnezdenje. Za razliko od drugih detlov se srednji prehranjuje z nevretenčarji, ki jih najde na skorji in v špranjah lubja starih hrastov, redkeje na odmrlih drevesih in trhlem lesu. Starši pa mladičem prinašajo večinoma gosenice, ki jih nabirajo v olistanih krošnjah (Gorman 2004, Pasinelli 2000 & 2001). Odmrli, še stoječi hrasti so pomembni predvsem za izdelavo gnezdilnih dupel (Pasinelli & Hegelbach 1997). Na paritveni uspeh samcev močno vpliva velikost gozdnega fragmenta, v katerem samec brani teritorij - manjši kot je fragment sicer primernega habitata, manjša je verjetnost, da bo samec

pritegnil samico in se uspešno razmnoževal. Samice namreč kvaliteto teritorija ocenjujejo na podlagi števila sosednjih teritorijev, ki jih je v manjših gozdovih pač malo (Robles *et al.* 2008). To dejstvo ima pomembno varstveno aplikacijo: za uspešno reprodukcijo srednjega detla in posledično stabilno ter viabilno populacijo je treba ohranjati velike sklenjene gozdne površine s primernimi sestoji. Stari, dobro ohranjeni listopadni gozdovi, ki predstavljajo optimalni habitat za srednjega detla, so v velikem delu Evrope izkoriščeni in jih ogrožajo sodobne gozdarske tehnike (Pasinelli 2000, Gorman 2004). Vrsta ni sposobna adaptacije na hitro spreminjanje habitata, ki ga človek v teh okoljih povzroča. V zahodni Evropi so zaradi tega populacije srednjega detla močno fragmentirane, na Švedskem pa je vrsta zaradi izgube habitata že izumrla (Gorman 2004).

Na SPA Mura smo leta 2026 popisali 33, na SPA Krakovski gozd – Šentjernejsko polje pa 35 parov srednjega detla. Rezultati so precej podobni in primerljivi z rezultati preteklih let. Podobno kot v preteklih letih smo največjo gostoto zabeležili na transektu, ki delno teče skozi Krakovski pragozd (T2). Tam je habitat zaradi obilice odmrlega drevja (gnezditvena drevesa) in velikih, še živih hrastov (prehranjevalna drevesa) v optimalnem stanju (slika 5).



Slika 5: Optimalni habitat srednjega detla v Krakovskem gozdu (foto: A. Ploj)

Po letu 2003 je bilo v Krakovskem gozdu zabeleženo izrazito slabšanje stanja dobovih dreves, po letu 1967 pa tudi zmanjšan prirastek doba (Marinšek *et al*. 2014). Glede na to, da se zmanjšuje tudi zastopanost doba (v pragozdu je med letoma 1961-2005 njegov delež upadel s 40 % na 18 %; Žibert 2006), bo to na srednjega detla dolgoročno najverjetneje vplivalo negativno. Med sečnjo se odstranjuje tudi odmrla drevesa z dupli srednjih detlov (glej sliko za

posek odkazane sušice doba, ki ima na vrhu duplo srednjega detla v Denac *et al.* 2010), ta pa so, ravno tako kot drevesa z glivami in suhimi štrclji, pomemben dejavnik pri izbiri gnezditvenega habitata srednjega detla (Pasinelli 2000). Marsikje v Krakovskem gozdu se gospodari golosečno – po grobi oceni skupna površina teh golosekov presega 1% cone srednjega detla v Krakovskem gozdu in tako zanj že predstavlja prekomeren vpliv. Precejšen delež posekanih dreves predstavljajo dobi *Quercus robur*, tudi odmirajoči ali odmrli, ki so poglavitna prehranjevalna in gnezditvena drevesna vrsta za srednjega detla na tem območju (slika 6). Nastale poseke se zaraščajo z lesno vegetacijo, ki za srednjega detla ni primerna (npr. leska, beli gaber, smreka) (slika 7).



Slika 6: Sečnja v Krakovskem gozdu obsega predvsem hrast dob *Quercus robur*, ki je za gnezdenje in prehranjevanje srednjih detlov najpomembnejša drevesna vrsta (foto: K. Denac)



Slika 7: Deli Krakovskega gozda, kjer so bili v preteklosti izvedeni goloseki, se zaraščajo z lesnimi vrstami, ki za srednjega detla niso primerne (foto: K. Denac)

Na SPA Mura se je sečnja intenzivirala v zadnjih desetih letih (npr. transekta Krapje in Črni log, L. Božič in Ž. Šalamun *osebno*). Med požaganimi drevesi so pogosti tudi dobi (glej slike v Denac *et al.* 2010). Odpiranje sestojev v Murski šumi (slika 8) in Črnem logu z goloseki je bilo za kvaliteto dobovega gozda usodno (Viher 2011). Problematična je tudi sečnja starih vrb in topolov (npr. jeseni 2015 pri G. Bistrici, Ž. Šalamun *osebno*), saj srednji detel ob Muri naseljuje tudi mehkolesno loko (Božič 2002). V Črnem logu je bilo letos zabeleženo najmanjše število parov (5, enako kot leta 2017), detli pa se na posnetek odzivajo iz fragmentov starejšega gozda.





Slika 8: Intenzivna sečnja v Murski šumi (zgoraj) in izgled gozda po njej (spodaj) (foto: K. Denac)

Menimo, da je na obeh SPA **nadaljnja sečnja v habitatu srednjega detla** zaradi že obstoječega prekomernega vpliva golosekov **nedopustna**. Program upravljanja območij Natura 2000 za obdobje 2023-2028 (Vlada RS 2023) predvideva obnovo gozda na površinah, velikih do 2 ha, medtem ko tuja literatura navaja, da so za vrsto primerne obnove na maksimalno 0,4 ha velikih površinah (Pasinelli 2003).

V tabeli 4 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na srednjega detla, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
fragmentacija hrastovih gozdov in mehkolesne loke	zelo pomemben (-)	Kosiński 2006, Robles *et al*. 2008, BirdLife International 2018, Kosiński *et al.* 2022, Michalczuk & Michalczuk 2023
odstranjevanje odmrlega, odmirajočega in/ali debelega drevja iz gozda	zelo pomemben (-)	Robles *et al*. 2007, Robles & Ciudad 2012, Spühler *et al.* 2015, BirdLife International 2018, Pakkala *et al*. 2024
golosečnje, velikopovršinska obnova gozda (na ploskvah > 0,4 ha)	zelo pomemben (-)	Pasinelli 2003, Kosiński 2006, Michalczuk & Michalczuk 2023
(pre)kratka obhodnja	zelo pomemben (-)	Bühlmann & Pasinelli 1996, Domokos & Cristea 2014, Kosiński *et al.* 2022, Michalczuk &

		Michalczuk 2023, Pakkala *et al*. 2024
premena listnatih (hrastovih) gozdov v iglaste ter sajenje rastišču neprimernih ali tujerodnih lesnih vrst	pomemben (-)	Bühlmann & Pasinelli 1996, Pasinelli & Hegelbach 1997, Pasinelli 2000, Kosiński 2006, BirdLife International 2018
klimatske spremembe, ekstremni vremenski pojavi	lokalno pomemben (-/+)	Pasinelli 2001, Virkkala *et al*. 2013 Negativni vplivi: suše, zaradi katerih propadajo hrastovi sestoji; nizke temperature in veliko padavin v maju povečajo smrtnost mladičev. Pozitivni vplivi: večja stopnja preživetja zaradi milih zim, možnost širitve v višje nadmorske višine zaradi segrevanja ozračja.
IRP06 Naložbe v ureditev gozdne infrastrukture, IRP07 Naložbe v nakup nove mehanizacije in opreme za delo v gozdu, IRP15 Naložbe v sanacijo in obnovo gozdov po naravnih nesrečah in neugodnih vremenskih razmerah	potencialno lokalno pomemben (-/+)	Vrednotenje omenjenih intervencij za vrsto ne obstaja, vendar o njihovem potencialnem pomenu lahko sklepamo glede na njihov vpliv na rabo gozdnega prostora (sečnja - obseg in način, odstranjevanje odmrlih, odmirajočih in debelih dreves, sadnja dreves itd.). Potencialni negativni vplivi: povečanje odprtosti gozdov z gozdnimi prometnicami vodi v povečano sečnjo, kar pa negativno vpliva na habitat srednjega detla. Sodobna mehanizacija za sečnjo lahko vodi v izenačenost sestojev po starosti in v preferiranje točno določene starosti sestojev (saj je v starostno homogenih sestojih mehanizacija bolj učinkovita). Obnova gozdov po naravnih nesrečah lahko poteka z rastišču neprimernimi vrstami. Potencialni pozitivni vplivi: Obnova gozdov po naravnih nesrečah lahko poteka z rastišču primernimi vrstami (v nižinskih gozdovih npr. z dobom, vrbami, topoli, črno jelšo).

VIRI

BirdLife International (2018): Species factsheet: Middle Spotted Woodpecker *Leiopicus medius*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/middle-spotted-woodpecker-leiopicus-medius, 30. 7. 2026.

Božič L. (2002): Primerjava združb in nekaterih populacijskih parametrov ptic v izbranih tipih nižinskih gozdov. Diplomsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo.

Bühlmann J., Pasinelli G. (1996): Beeinflussen kleinflächige Waldnutzung und Wetter die Siedlungsdichte des Mittelspechts *Dendrocopos medius*? Der Ornithologische Beobachter 93: 267-276.

Denac K., Božič L., Rubinić B., Denac D., Mihelič T., Kmecl P., Bordjan D. (2010): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Popisi gnezdilk in spremljanje preleta ujed spomladi 2010. Delno poročilo. Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Mihelič T., Božič L., Kmecl P., Jančar T., Figelj J., Rubinić B. (2011): Strokovni predlog za revizijo posebnih območij varstva (SPA) z uporabo najnovejših kriterijev za določitev mednarodno pomembnih območij za ptice (IBA). Končno poročilo (dopolnjena verzija). Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Domokos E, Cristea V. (2014): Effects of managed forests structure on woodpeckers (Picidae) in the Niraj valley (Romania): Woodpecker populations in managed forests. North-western Journal of Zoology 10 (1): 110-117.

Gorman G. (2004): Woodpeckers of Europe; a study of the European picidae. Cromwell Press Limited, Trowbridge.

Kosiński Z. (2006): Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests — a case study from Poland. Annales Zoologici Fennici 43 (2): 198-210.

Kosiński Z., Kempa M, Żurawlew P. (2022): Population size, trend, and predictors of abundance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocoptes medius* in the Natura 2000 Special Protection Area Krotoszyn Oak Forest in 2010–2020. Ornis Polonica 63: 177–198.

Marinšek A., Cojzer M., Kutnar L., M. Čater, N. Zagorac, A. Breznikar, M. Zupanič & M. Kobal (2014): Rastiščne, vegetacijske in gozdnogojitvene posebnosti v GGE Slovenska Bistrica. 6. delavnica Javne gozdarske službe na OE ZGS Maribor, 19.6.2014. Zavod za gozdove Slovenije, Območna enota Maribor in Gozdarski inštitut Slovenije.

Michalczuk J., Michalczuk M. (2023): The requirements of three co-existing woodpecker species (Picidae) in relation to forest features in the agricultural landscape of SE Poland. Baltic Forestry 29 (1): 64–73.

Pakkala T., Peltonen A., Lindberg H., Hjältén J., Kouki J. (2024): The intensity of forest management affects the nest cavity production of woodpeckers and tits in mature boreal forests. European Journal of Forest Research 143: 617–634.

Pasinelli G. (2000): Oaks (*Quercus sp*.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biological Conservation 93: 227 – 235.

Pasinelli G. (2001): Breeding performance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in relation to weather and territory quality. Ardea 89 (2): 353-361.

Pasinelli, G. (2003): Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. BWP Update Vol. 5 (1): 49-99.).

Pasinelli G. & Hegelbach J. (1997): Characteristics of trees preferred by foraging Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in northern Switzerland. Ardea 85: 203 – 209.

Robles H., Ciudad C. (2012): Influence of Habitat Quality, Population Size, Patch Size, and Connectivity on Patch-Occupancy Dynamics of the Middle Spotted Woodpecker. Conservation Biology 26 (2): 284-293.

Robles H., Ciudad C., Vera R., Olea P.P., Purroy F.J., Matthysen E. (2007): Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range. Forest Ecology and Management 242 (2–3): 343-352.

Robles H., Ciudad C., Vera R., Olea P.P., Matthysen E. (2008): Demographic responses of middle spotted woodpeckers (*Dendrocopos medius*) to habitat fragmentation. The Auk 125 (1): 131-139.

Spühler L., Krüsi B.O., Pasinelli G. (2015). Do Oaks Quercus spp., dead wood and fruiting Common Ivy *Hedera helix* affect habitat selection of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*? Bird Study 62 (1): 115–119.

Stanič D. (2023): Srednji detel *Dendrocopos medius*. Str. 88-96. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Viher E. (2011): Uspešnost saditve nižinskih dobovih sestojev v Prekmurju. Diplomsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire. 118 str.

Virkkala R., Heikkinen R., Fronzek S., Kujala H., Leikola N. (2013): Does the protected area network preserve bird species of conservation concern in a rapidly changing climate? Biodiversity and Conservation 22 (2):459-482.

Vlada RS (2023): Program upravljanja območij Natura 2000 za obdobje 2023-2028. (chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://natura2000.gov.si/fileadmin/user_upload/Dokumenti/LIFE_IP_NATURA_SI/Rezultati/PUN_2023-2028_sprejet/Natura2000P.pdf), 09/09/2024.

Žibert F. (2006): Sestojna zgradba v pragozdnem rezervatu Krakovo in gospodarskem gozdu. Diplomsko delo (visokošolski strokovni študij). Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire. 48 str.

VRTNI STRNAD *Emberiza hortulana*

POVZETEK

Populacija vrtnega strnada v Sloveniji je v izumiranju. Med ciljnimi popisi v letu 2026 vrste nismo zabeležili. En pojoč samec je bil sicer opažen tik izven popisne ploskve, na hrvaški strani državne meje. Verjetno isti osebek je bil julija naključno opažen tudi na slovenski strani, kar predstavlja edini podatek o pojavljanju vrtnega strnada v Sloveniji leta 2026. Trend v obdobju 2005–2026 je strm upad. Ključni dejavnik upada je najverjetneje zaraščanje Krasa in opuščanje tradicionalne sredozemske kulturne krajine ter s tem povezana fragmentacija primernega gnezditvenega habitata vrste.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Vrtnega strnada smo popisali skladno s popisnim protokolom. Na območjih popisa vsako leto izvedemo ploskovni popis (area count) z določeno obhodno potjo. Vsako lokacijo vsakega osebka zabeležimo z GPS aparatom ali zarišemo v karto z DOF-i. Popis izvajamo dvakrat v gnezdilni sezoni.

Popisna enota

Popisne enote se štejejo kot pari po metodologiji Novega ornitološkega atlasa Slovenije (posamezni osebki, pari, družine, pojoči samci). V praksi štejemo v veliki večini pojoče samce. Pojoči samci niso nujno tudi sparjeni.

Analiza popisa

Pri vrednotenju števila vrtnih strnadov na posameznem popisnem območju upoštevamo izmed dveh ponovitev popis z višjim številom popisnih enot, ki mu dodamo popisne enote iz drugega (ali prvega) popisa, ki so oddaljene več kot 200 m od katerekoli popisne enote iz upoštevanega popisa. Uporabljena vrednost je arbitrarna, okvirno pa je vzeta iz študije švicarske populacije (Valais), kjer so ugotovili povprečno velikost domačega okoliša, upoštevajoč le pevske teritorije, $3{,}71 \pm 1{,}66$ ha; ob poenostavitvi, da je domači okoliš okrogel, to pomeni polmer 109 m (M. Menz *osebno*). Za potrebe naše obravnave smo uporabili približno dvojno vrednost, tj. 200 m. Preliminarna analiza podatkov o pojočih samcih v Sloveniji je pokazala povprečno razdaljo 206 metrov. Če je popisna enota zunaj ploskve, jo upoštevamo, če ni dlje od 200 m od najbližje meje popisne ploskve.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popis je bil opravljen v predvidenem obdobju (prvi popis 5. 5.–31. 5. in drugi popis 1. 6.–20. 6. 2026).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

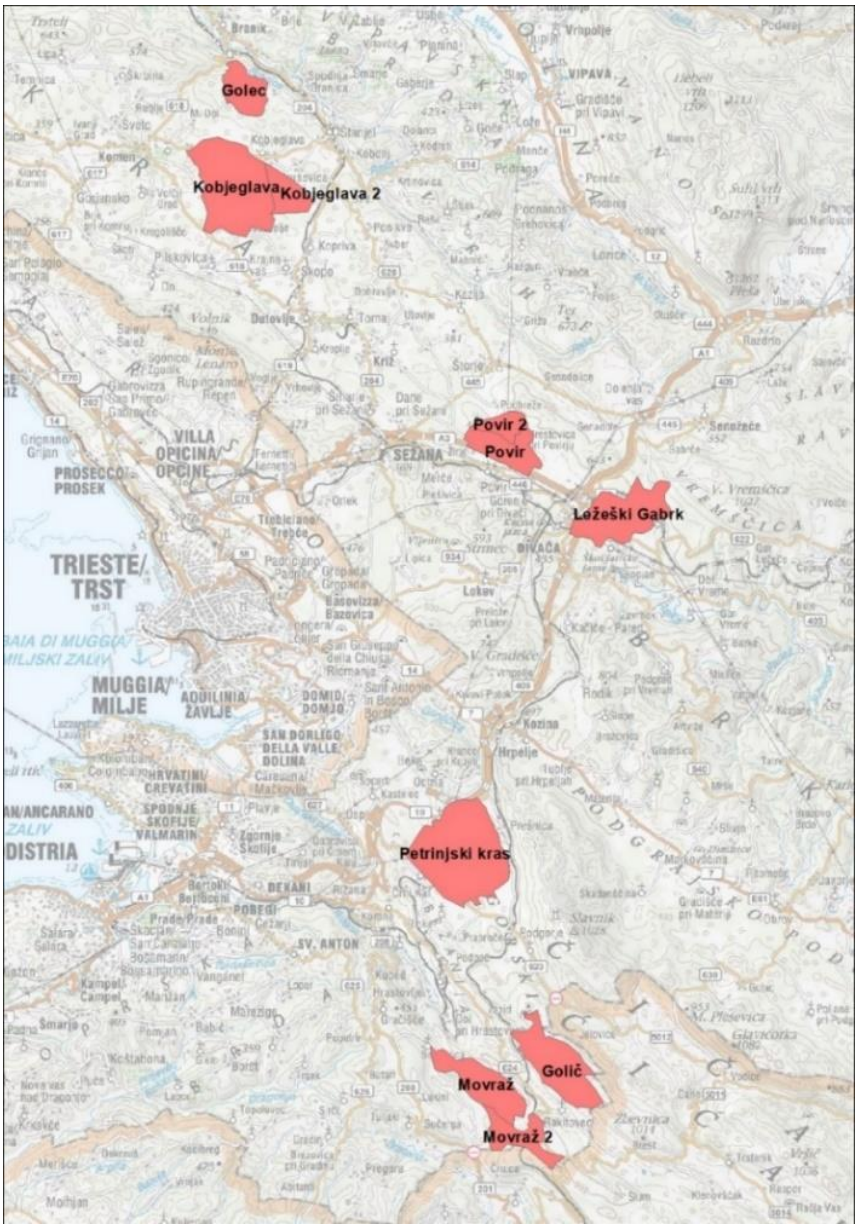
10 / 10

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

14 / 17

POPISNO OBMOČJE 2026:

V letu 2026 smo šteli vrtne strnade na SPA Kras, in sicer na desetih popisnih ploskvah: Golec, Kobjeglava, Kobjeglava 2, Povir, Povir 2, Ležeški Gabrk, Petrinjski kras, Golič, Movraž in Movraž 2 (slika 1).

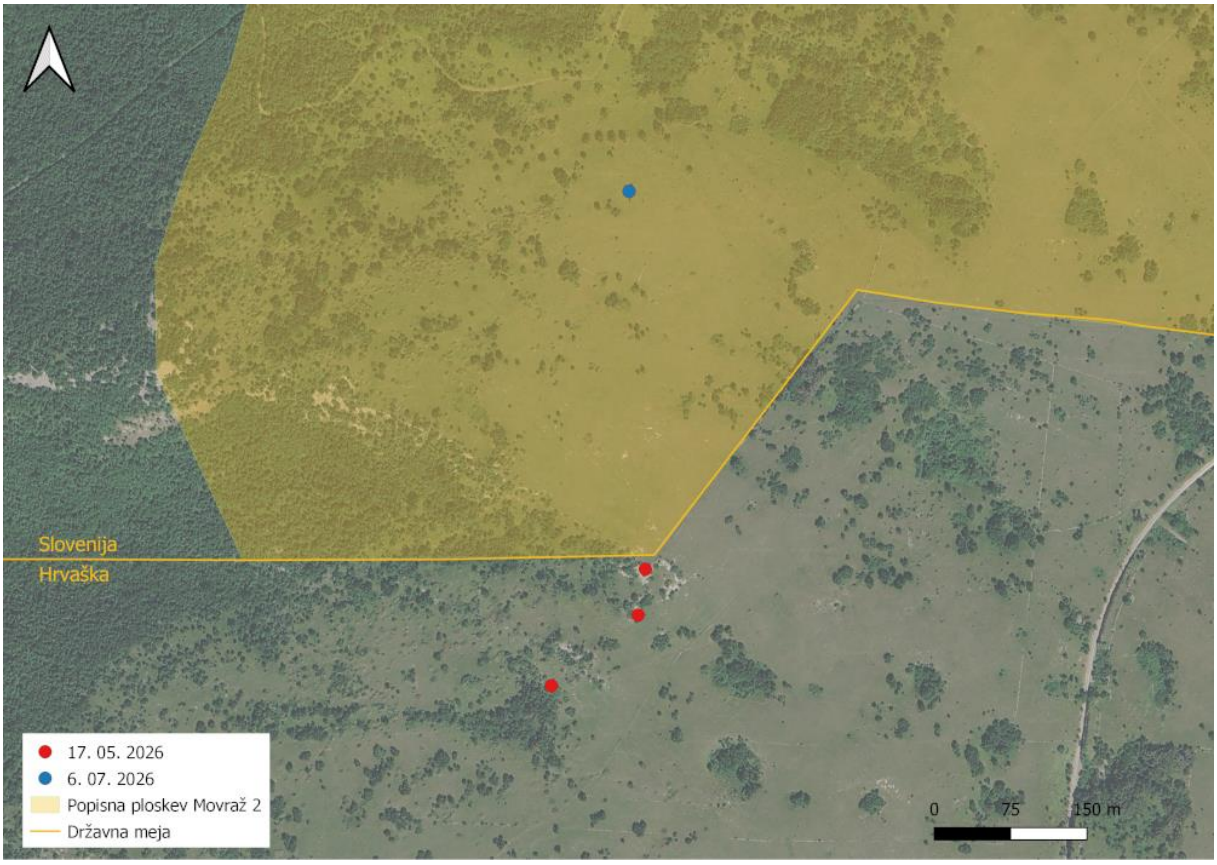


Slika 1: Popisne ploskve za vrtnega strnada na SPA Kras

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

V letu 2026 vrtnega strnada med monitoringom na popisnih ploskvah nismo zabeležili na nobeni izmed desetih ploskev (tabela 1). En pojoč samec je bil sicer opazovan le nekaj metrov stran od popisne ploskve Movraž 2, a na hrvaški strani državne meje (sliki 2 in 3). Omenjeni osebek je bil opažen samo na prvem popisu (17. 5. 2026), lokacije, kjer se je zadrževal, so prikazane na sliki 2. S tega območja obstaja sicer še eno naključno opazovanje vrtnega strnada z dne 6. 7. 2026, tokrat na slovenski strani meje (Nik Milek *osebno*). Slednje torej velja za edino opažanje vrtnega strnada na območju Slovenije v letu 2026 (brez upoštevanja morebitnih osebkov na selitvi izven gnezditvenega habitata).



Slika 2**:** Lokacije opažanj vrtnega strnada leta 2026. Rdeče pike prikazujejo točke na Hrvaškem (južno od ploskve Movraž 2), kjer se je 17. 5. 2026 zadrževal pojoči samec. Verjetno isti osebek je bil opažen v Sloveniji 6. 7. 2026 (modra točka).



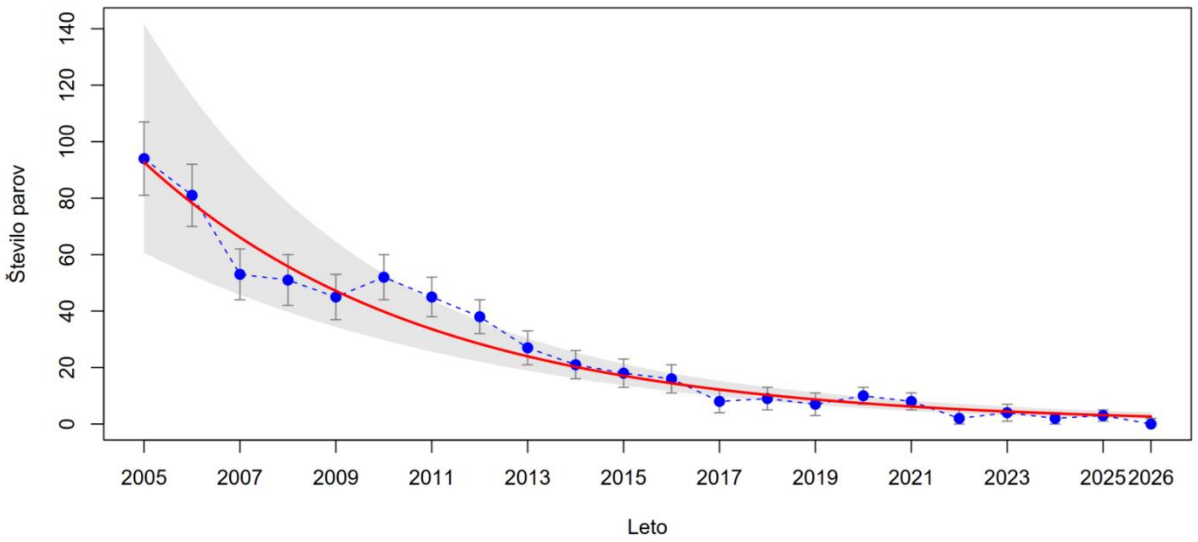
Slika 3: Vrtni strnad dne 17. 5. 2026 na hrvaški strani meje, južno od ploskve Movraž 2 (foto: Matija Mlakar Medved)

Tabela 1**:** Pregled zbranih podatkov o popisanih vrtnih strnadih na SPA Kras (/ – popis ni bil izveden, zdr – popis območja je bil pridružen drugemu območju in je rezultat upoštevan tam); popisna enota je par, kar v veliki večini primerov pomeni pojočega samca.

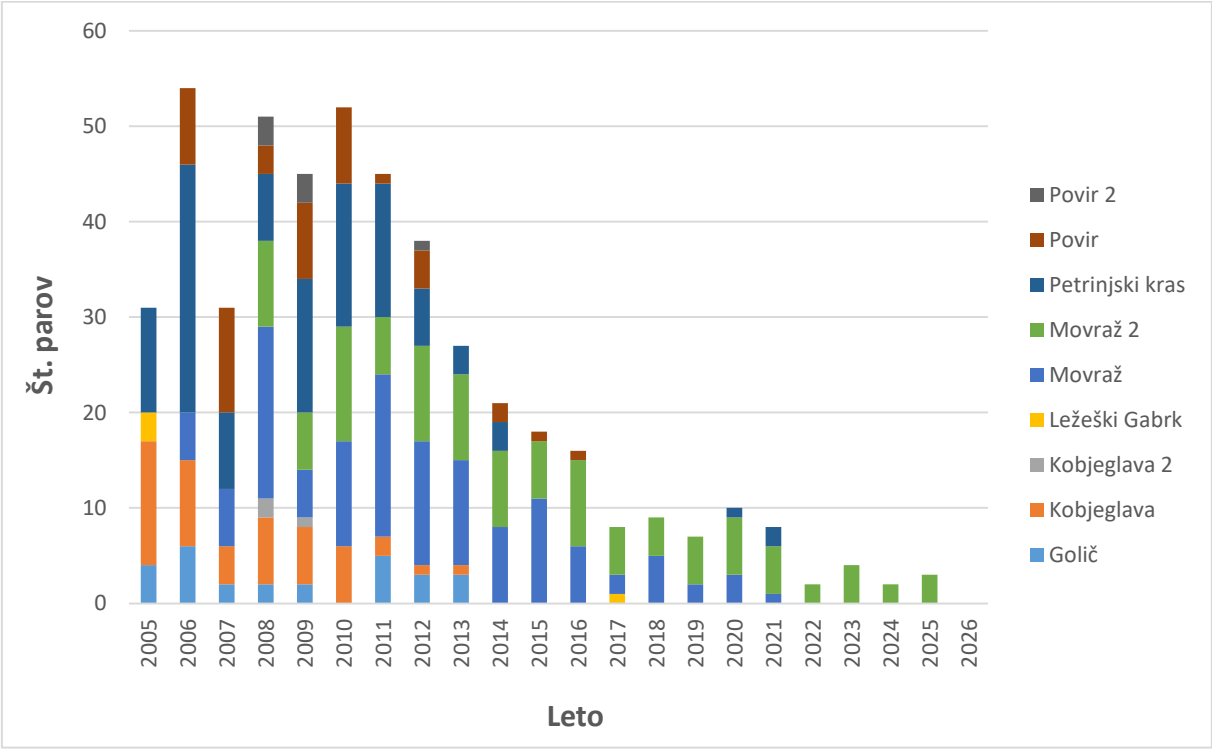
Pop. območje	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**
Golec	0	0	/	/	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Golič	4	6	2	2	2	0	5	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kobjeglava	12–15	9	4	7	6	6	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kobjeglava 2	/	zdr	/	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ležeški Gabrk	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Movraž	/	5	6	18	5	11	17	13	11	8	11	6	2	5	2	3	1	0	0	0	0	0
Movraž 2	/	/	/	9	6	12	6	10	9	8	6	9	5	4	5	6	5	2	4	2	3	0
Petrinjski kras	11	26	8	7	14	15	14	6	3	3	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0
Povir	/	8	11	3	8	8	1	4	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Povir 2	/	zdr	zdr	3	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Izven območij	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skupaj	**32**	**54**	**31**	**51**	**45**	**52**	**45**	**38**	**27**	**21**	**19**	**17**	**8**	**9**	**7**	**10**	**8**	**2**	**4**	**2**	**3**	**0**

Trend vrste

Trend vrtnega strnada na SPA Kras za obdobje 2005–2026 je **strm upad**, z multiplikativnim letnim naklonom 0,8444 ± 0,0140. To pomeni povprečni upad za 15,6 % letno. Populacija vrste je v zadnjih letih za >90 % manjša kot v začetku prejšnjega desetletja (sliki 4 in 5).



Slika 4: Velikost populacije vrtnega strnada na Krasu v obdobju 2005-2026 (rTRIM – imputirane in modelske vrednosti – rdeča črta)



Slika 5: Razvoj populacije vrtnega strnada na popisnih ploskvah za monitoring vrste, kjer je bila v večini let zabeležena celotna populacije v Sloveniji.

Ocena številčnosti vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Zaradi temeljitosti popisa ocenjujemo, da smo zajeli celotno populacijo vrtnega strnada v Sloveniji (z drugih območij ni informacij o njegovi gnezditvi kljub dobri pokritosti v okviru ostalih popisov). Populacija **v Sloveniji** in na **SPA Kras** (in obenem **na popisnem območju**) je v izumiranju, saj leta 2026 ni bil zabeležen niti en osebek. Ob upoštevanju, da vsaj en vrtni strnad vztraja na hrvaški strani Kraškega roba in da ima ta čezmejni teritorij, lahko za leto 2026 v najboljšem primeru ocenimo slovensko populacijo vrtnega strnada na 0–1 par. To je slabše kot v preteklih dveh letih, ko je slovenska populacija štela dva (2024, Kmecl 2024) oziroma tri pare (2025, Božič 2025).

DISKUSIJA

Leta 2026 se je prvič v zgodovini monitoringa vrtnega strnada v Sloveniji zgodilo, da nismo popisali niti enega osebka. Sicer je verjetno, da je imel pojoči samec, ki je bil 17. 5. 2026 zabeležen tik čez mejo na Hrvaškem, vsaj del teritorija tudi v Sloveniji. O tem priča naključno opazovanje z dne 6. 7. 2026 na slovenski strani meje, kjer je bil opažen osebek (samec) zelo verjetno isti kot 17. 5. 2026. Za razliko od leta 2025, ko je bila na čezmejnem območju poleg treh samcev opazovana tudi samica, v letošnjem letu nimamo nobenih dokazov, da bi bil sploh prisoten gnezdeči par. Gnezdišče, ki ga je vrsta v zadnjih letih še tradicionalno zasedala na slovenskem ozemlju tik ob meji s Hrvaško (južni del ploskve Movraž 2), je, kot kaže, zapuščeno. Če se v naslednjih nekaj letih ponovi podobna slika kot letos, lahko vrtnega strnada v Sloveniji obravnavamo kot izumrlega. Populacija vrtnega strnada na čezmejnem območju Kraškega roba je izolirana, kar dodatno zmanjšuje verjetnost njenega dolgoročnega obstanka. Najbližja sosednja gnezdišča vrste so na Učki na Hrvaškem in nedaleč od mesta Pordenone v Furlaniji – Julijski krajini v Italiji, najbližje številčnejše populacije so v Dalmaciji, na pobočjih Velebita (Stanič 2015). Populacija na Učki obsega pribl. 150-200 pojočih samcev (DOPPS *lastni podatki*), populacija v Furlaniji pa je z le nekaj osebki blizu izumrtja (P. Tout *osebno*).

Aktualno stanje je posledica dolgotrajnega strmega upada populacije vrste, ki je za obdobje po letu 1999 dobro dokumentiran. Areal vrtnega strnada se je od leta 1979, ko je bil še relativno številčen v celotni jugozahodni Sloveniji, posamič pa je domnevno gnezdil tudi ponekod v notranjosti države, skrčil na omenjeno edino preostalo gnezdišče na suhih kraških travnikih nad vasema Movraž in Dvori v Slovenski Istri (Stanič 2015, Stanič *et al*. 2017). Zabeležen upad vrtnega strnada v Sloveniji je del širšega negativnega populacijskega trenda, saj so se populacije v večjem delu Evrope, z izjemo Vzhoda in zahodnega Balkana, od 50. oz. 60. let prejšnjega stoletja občutno zmanjšale, pri čemer se je v zadnjih 30 letih številčnost vrste zmanjšala za skoraj 90 % (Keller *et al.* 2020, Madge & Sharpe 2020). V nekaterih državah Zahodne in Srednje Evrope je vrsta že izumrla (Keller *et al.* 2020), medtem ko je stanje populacije v sosednji Avstriji primerljivo s Slovenijo (Lentner *et al.* 2024).

Vrtni strnad v Evropi naseljuje stepam podobne habitate na sončnih legah s suhimi tlemi, brez ali z le malo drevesi. Zeliščna plast na gnezdiščih mora biti redka in ponekod brez vegetacije, za pevska mesta uporablja posamezna drevesa, grme ali višje skale. Med najpomembnejšimi vzroki za upadanje populacij na gnezdiščih so intenzifikacija kmetijstva, vključno s spremembami v rabi zemljišč ter posledično izgubo in degradacijo habitatov, manjša raznolikost poljščin, izguba mejic, obsežna uporaba pesticidov in podnebne spremembe. Kot ključna dejavnika na gnezdiščih omenjajo zmanjševanje površine zaplat golih tal, ki jih vrsta prednostno izbira za prehranjevanje ter pomanjkanje travišč, bogatih z nevretenčarji (Menz &

Arlettaz 2012, Jiguet *et al*. 2016, Madge & Sharpe 2020). V Sloveniji vrtni strnad naseljuje suhe kraške travnike z redkimi drevesi, stran od naselij (de Groot *et al.* 2010) (slika 6).



Slika 6: Gnezditveni habitat vrtnega strnada nad vasjo Dvori, v bližini hrvaške meje. Grič v daljavi je Dvorski Kuk, kjer poteka meja in v bližini katere je bil leta 2026 opažen pojoč samec (foto: D. Stanič).



Slika 7: Območje travišč na hrvaški strani južno od ploskve Movraž 2 (foto: D. Stanič).

Na območju (nekdanje) razširjenosti vrste v JZ Sloveniji je zelo izražen pojav fragmentiranosti in izginjanja primernega gnezditvenega habitata vrtnega strnada. Zaradi gozdne sukcesije na Krasu ob sedanjih trendih bo vse manj suhih travnikov (Kaligarič & Ivajnšič 2014), ki so glavni sestavni del gnezditvenega habitata vrste. Travna ruša je na preostalih travnikih pregosta zaradi odsotnosti rabe (Papac 2020). Slednje očitno negativno vpliva tudi na zadnje jedro gnezdeče populacije vrtnega strnada v Sloveniji, na južnem delu ploskve Movraž 2. Verjetno lahko postopno izginjanje vrtnega strnada s tega območja vsaj delno pripišemo tudi dejstvu, da se tam že nekaj let ne pase več, travna ruša pa je posledično pregosta. Poleg travnikov je v glavnem izginila tudi tradicionalna sredozemska kulturna krajina (Zorn *et al*. 2015), ki je optimalni prehranjevalni habitat vrste (Dale & Olsen 2002, Menz & Arlettaz 2012). Ocenjujemo, da je izguba in posledična fragmentiranost habitata poglavitni vzrok za negativni trend vrtnega strnada v Sloveniji. Sicer pa na lokalni upad na nivoju Kraškega roba verjetno vplivajo drugi dejavniki, ki niso nujno povezani z zaraščanjem krajine. Na območjih, od koder je vrtni strnad v zadnjih letih izginil, je ugodna raba (s pašo) ostala navidezno nespremenjena. Pomembni dejavniki ogrožanja vrste domnevno delujejo tudi zunaj gnezdišč, na območjih selitve/selitvenih postojankah in/ali območjih prezimovanja, saj je vrtni strnad čezsaharska selivka. Nezakonit lov na ptice pevke je v večjem delu Sredozemlja izjemno razširjen (Brochet *et al*. 2016). Z obsežno analizo so bili dokazani prekomerni negativni vplivi lova v Franciji na populacijo vrtnega strnada, gnezdečo v Z in S Evropi, ki se seli vzdolž t.i. zahodne selitvene poti (Jiguet *et al.* 2019). V Sloveniji negativnega vpliva tega dejavnika na vrtnega strnada sicer nismo potrdili, saj je študija leta 2014 pokazala, da se je s selitve vrnilo vsaj šest od osmih v prejšnjem letu obročkanih samcev vrtnega strnada (Stanič *et al*. 2017), pri čemer pa ni jasno, katero selitveno pot (zahodno/vzhodno oz. morebitno osrednjo) uporabljajo pri nas gnezdeči osebki. Eden izmed ključnih dejavnikov za stanje evropske populacije vrtnega strnada je tudi kvaliteten habitat na njegovih prezimovališčih, predvsem v Etiopskem višavju, kjer prezimuje večina te populacije (Gremion *et al*. 2022).

Prizadevanja za ohranitev vrste morajo prednostno vključevati ukrepe, usmerjene v preprečevanje zaraščanja območij gnezdenja in povečanje površine zaplat golih tal, kar je dosegljivo s pašo, požari in ustreznimi gozdarskimi ukrepi (Jiguet *et al*. 2016). Ocenjujemo, da je v Sloveniji kmetijska politika ključna za vnovično vzpostavitev viabilnih populacij vrtnega strnada na območju (nekdanje) razširjenosti. V prihodnje je zato pomembno nadaljevati in še okrepiti spodbujanje tradicionalne kmetijske rabe na Krasu, predvsem paše in košnje. Z ustreznimi finančnimi spodbudami bi bilo treba povečati vključenost kmetov ter jih spodbuditi k ponovni rabi opuščenih in zaraščenih površin. Ključno je, da se poleg odstranjevanja lesne zarasti zagotovi tudi dolgoročno vzdrževanje odprtih površin s pašo, košnjo in drugimi oblikami kmetovanja, s čimer bi povečali razpoložljivost primernega habitata za vrtnega strnada. Prednostno bi bilo treba zagotoviti ustrezno rabo na območju pojavljanja zadnjih vrtnih strnadov na Kraškem robu tik ob meji s Hrvaško (ploskev Movraž 2), saj bi se prav na tem območju najbolj pokazala morebitna uspešnost ukrepov. Pomemben dopolnilni ukrep je lahko tudi ustrezna revitalizacija pogorišč, saj požari na Krasu ustvarjajo zgodnje sukcesijske habitate, ki so lahko ugodni za vrtnega strnada in druge vrste odprte krajine (Scridel *et al.* 2025, Geister 1999, Brotons *et al.* 2008, Menz *et al.* 2009). Obnovo pogorišč bi bilo zato smiselno načrtovati celostno in medsektorsko, pri čemer bi bilo treba poleg gozdarske stroke vključiti tudi naravovarstveno in kmetijsko stroko ter lokalne skupnosti, da bi lahko del pogorišč načrtno ohranili kot odprte habitate in jih po potrebi vključili v nadaljnjo pašo ali košnjo.

V tabeli 2 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrtnega strnada, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 2: Dejavniki, ki vplivajo na vrtnega strnada, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
opuščanje kmetijstva in posledično zaraščanje z lesno vegetacijo	zelo pomemben (-)	Kaligarič & Ivajnšič 2014, Stanič *et al.* 2017, Kmecl & Denac 2018
izguba tradicionalne sredozemske kulturne krajine z veliko diverziteto poljščin	zelo pomemben (-)	Kmecl 2019, Stanič *et al.* 2017, Dale & Olsen 2002
zmanjševanje deleža golih tal na gnezdiščih in pomanjkanje nevretenčarjev	zelo pomemben (-)	Menz & Arlettaz 2012
deževne in hladne pomladi in s tem povezano pomanjkanje hrane v gnezditvi	pomemben (-)	Fonderflick & Thevenot 2002
intenzifikacija kmetijstva (sprememba malopovršinskega, ekstenzivnega kmetijstva v velikopovršinsko kmetijstvo)	zelo pomemben (-)	BirdLife International 2025, Kmecl 2019
uporaba pesticidov in insekticidov v kmetijstvu	pomemben (-)	BirdLife International 2025
lov	lokalno pomemben (-), vendar ne v Sloveniji, kjer je vrsta zavarovana	Jiguet *et al.* 2019
izoliranost preostalih populacij in tveganje za izumrtje zaradi fragmentacije habitata	pomemben (-)	Dale 2001, Dale 2009, Steifetten & Dale 2006
obujanje kmetijske rabe na Krasu (paša, košnja)	zelo pomemben (+)	Kmecl 2019, Kmecl 2023, Stanič *et al.* 2017, Menz & Arlettaz 2012
IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij SN 2023-2027 - Neproizvodne naložbe v ureditev ekstenzivnih pašnikov; SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje; KOPOP BK.1 Posebni traviščni habitati, BK.6 Suhi kraški travniki in pašniki	pomemben (+)	vrednotenje navedenih ukrepov za vrsto ne obstaja, vendar pa lahko o pomenu ekstenzivnih travnikov in pašnikov za vrtnega strnada sklepamo iz domačih in tujih virov (npr. Stanič *et al.* 2017, de Groot *et al*. 2010, Menz & Arlettaz 2012)
razgozdovanje – odpiranje zaraščenih površin	pomemben (+)	Kmecl 2023, Menz & Arlettaz 2012
požari	pomemben (+)	Geister 1999, Brotons *et al.* 2008, Menz *et al.* 2009

VIRI

BirdLife International (2025): Species factsheet: Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*. Spletno mesto: https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/ortolan-bunting-emberiza-hortulana, 20. 08. 2026.

Božič L. (2025): Vrtni strnad *Emberiza hortulana*. Str. 103–110. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Brochet A.-L., Van Den Bossche W., Jbour S., Ndang'Ang'a P.K., Jones V.R., Abdou W.A.L.I., et al. (2016): Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. Bird Conservation International 26 (1): 1–28.

Brotons L., Herrando S., Pons P. (2008): Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. Journal of Applied Ecology 45: 1059–1066.

de Groot M., Kmecl P., Figelj A., Figelj J., Mihelič T., Rubinić B. (2010): Multi-scale habitat association of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in a sub-Mediterranean area in Slovenia. Ardeola 57 (1): 55–68.

Dale S. (2001): Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. Oikos 92: 344–356.

Dale S., Olsen B.F.G. (2002): Use of farmland by Ortolan Buntings (*Emberiza hortulana*) nesting on a burned forest area. Journal für Ornithologie 143: 133–144.

Dale S. (2009): Diagnosing causes of population decline of the Ortolan Bunting in Norway: Importance of dispersal and local patch dynamics. In P. Bernardy (Ed.), Ökologie und Schutz des Ortolans (*Emberiza hortulana*) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium (pp. 29–34). Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft 45.

Fonderflick J., Thevenot M. (2002): Effectifs et variations de densité du Bruant ortolan *Emberiza hortulana* sur le Causse Méjean (Lozère, France). Alauda 70: 399–412.

Geister I. (1999): Gnezdilke popogoriščnega habitata na Petrinjskem Krasu. Annales, Series Historia Naturalis 9 (17): 299–302.

Gremion J., Marcacci G., Mazenauer J., Sori T., Kebede F., Ewnetu M., Christe P., Arlettaz R., Jacot A. (2022): Habitat preferences of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*) in its prime wintering grounds, the cereal-dominated Ethiopian Highlands. Ibis 164: 74–87.

Jiguet F., Arlettaz R., Bauer H.-G., Belik V., Copete J.L., Couzi L., Czajkowski M.A., Dale S., Dombrovski V., Elts J., Ferrand Y., Hargues R., Minkevicius S., Piha M., Selstam G., Siblet J.-P., Sokolov A. (2016): An update of the European breeding population sizes and trends of the Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*). Ornis Fennica 93 (3): 186-196.

Jiguet F., Robert A., Lorrillière R., Hobson K. A., Kardynal K. J., Arlettaz R., Bairlein F., Belik V., Bernardy P., Copete J. L., Czajkowski M. A., Dale S., Dombrovski V., Ducros D., Efrat R., Elts J., Ferrand Y., Marja R., Minkevicius S., Olsson P., Pérez M., Piha M., Raković M., Schmaljohann H., Seimola T., Selstam G., Siblet J. P., Skierczyǹski M., Sokolov A., Sondell J., Moussy C. (2019):

Unravelling migration connectivity reveals unsustainable hunting of the declining ortolan bunting. Science Advances 5: eaau2642.

Kaligarič M., Ivajnšič D. (2014): Vanishing landscape of the "classic" Karst: changed landscape identity and projections for the future. Landscape and Urban Planning 132: 148–158.

Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanesi P., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M.V., Bauer H.-G., Foppen R.P.B. (2020): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.

Kmecl P. (2019): Vrtni strnad (*Emberiza hortulana*). Str. 494-495. V: Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (ur.): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002-2017. DOPPS, Ljubljana.

Kmecl P. (2023): Vrtni strnad *Emberiza hortulana*. Str. 97–106. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Kmecl P. (2024): Vrtni strnad *Emberiza hortulana*. Str. 103–113. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Kmecl P., Denac K. (2018): The effects of forest succession and grazing intensity on bird diversity and the conservation value of a Northern Adriatic karstic landscape. Biodiversity and Conservation 27 (8): 2003-2020.

Lentner R., Danzl A., Lehne F. (2024): Ortolan *Emberiza hortulana*. Str. 566–567. V: Teufelbauer N., Seaman B., Hohenegger J., Nemeth E., Karner-Ranner E., Probst R., Berger A. Lugerbauer L., Berg H.-M., Laßnig-Wlad C. (ur.): Österreichischer Brutvogelatlas 2013–2018. Verlag des Naturhistorisches Museum Wien.

Madge S., Sharpe C.J. (2020): Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*), version 1.0. V: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (ur.): Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. [https://doi.org/10.2173/bow.ortbun1.01]

Menz M.H.M., Arlettaz R. (2012): The precipitous decline of the ortolan bunting *Emberiza hortulana*: time to build on scientific evidence to inform conservation management. Oryx 46 (1): 122–129.

Menz M.H.M., Brotons L., Arlettaz R. (2009): Habitat selection by Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* in post-fire succession in Catalonia: Implications for the conservation of farmland populations. Ibis 151(4): 752–761.

Papac M. (2020): Izbor staništa vrtne strnadice *Emberiza hortulana* Linnaeus, 1758 na području Istre. Magistrsko delo, Univerza v Zagrebu.

Scridel D., Stanič D., Pacorini L., Kravos K., Utmar P., Olmo V., Fonda F., Mlakar Medved M., Koce U., Tout P., Cernich S., Cunder M., Mortelliti A., Petruzzellis F., Kmecl P., Bacaro G. (2025): Integrating remote sensing and species' traits to assess bird responses to wildfire in agropastoral landscapes. Biological Conservation 308: 111260.

Stanič D. (2015): Razširjenost, velikost populacije in populacijski trend vrtnega strnada *Emberiza hortulana* v Sloveniji. Diplomska naloga. Univerza na Primorskem, Koper.

Stanič D., Kmecl P., Figelj J., Sovinc A. (2017): Gnezditveni areal, velikost populacije in populacijski trend vrtnega strnada *Emberiza hortulana* v Sloveniji v obdobju med letoma 1979 in 2016. Acrocephalus 38 (172/173): 3–20.

Steifetten Ø., Dale S. (2006): Viability of an endangered population of ortolan buntings: The effect of a skewed operational sex ratio. Biological Conservation 132: 88-97.

Zorn M., Kumer P., Ferk M. (2015): Od gozda do gozda ali kje je goli, kamniti Kras? Kronika 63 (3): 561.

ČRNOČELI SRAKOPER *Lanius minor*

POVZETEK

V letu 2026 smo zabeležili le enega črnočelega srakoperja, in sicer med prvim popisom v Vipavski dolini. V obdobju 2024-2026 za Slovenijo nimamo nobenega gnezditvenega podatka. Vrsta je pri nas kot gnezdilka torej najbrž izumrla. Razlogi za upad populacije so povezani z intenzifikacijo kmetijstva, predvsem širjenjem kmetijskih površin, uporabo škropiv in gnojil, prezgodnjo in prepogosto košnjo, odstranjevanjem mejic, osamelih dreves in grmov.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis je bil izveden v skladu s predvideno metodo popisa.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popis je bil izveden skladno s predlagano popisno sezono (15. 5.-15. 7.; Denac 2013).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popis je bil v obeh letih izveden v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V 2026:

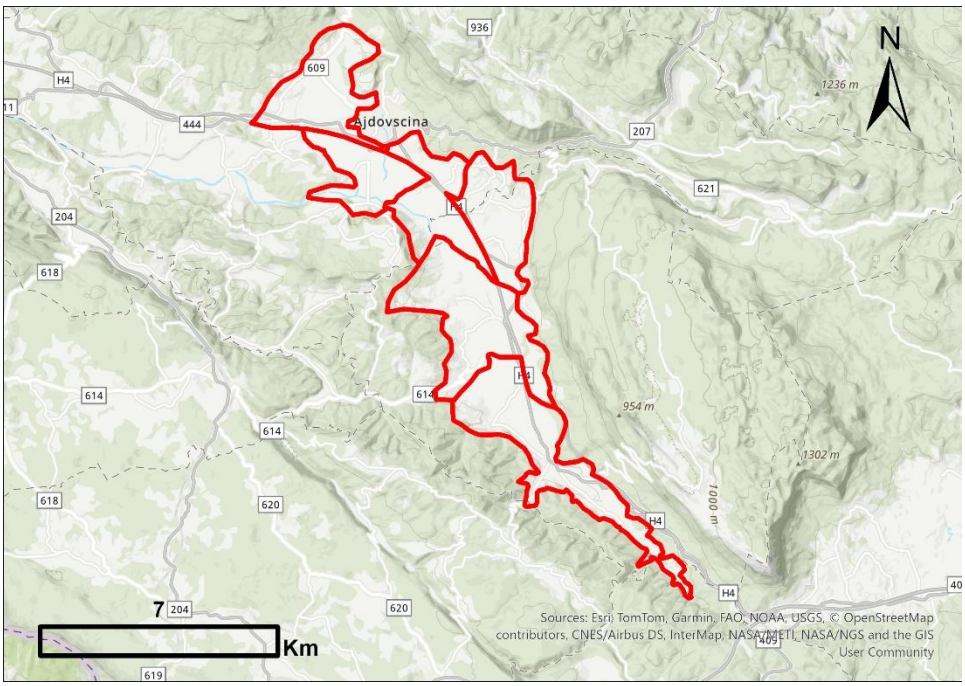
7 / 7

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V 2026:

8 / 14

POPISNO OBMOČJE 2026:

Črnočelega srakoperja smo popisali na območjih SPA Krakovski gozd - Šentjernejsko polje in na šestih popisnih ploskvah na Vipavskem (tako znotraj kot izven območja SPA Vipavski rob). Obe območji smo popisali dvakrat.
Na **SPA Krakovski gozd – Šentjernejsko polje** smo pregledali vse primerne vasi in predele med njimi (glej npr. Denac 2013, 2014 & 2015).
Na **Vipavskem** smo pregledali šest popisnih ploskev, predstavljenih na sliki 1. Te ploskve smo za redno spremljanje predlagali v letu 2014 (Denac 2014), del jih leži izven SPA Vipavski rob.



Slika 1: Popisne ploskve za črnočelega srakoperja na Vipavskem

REZULTATI

Rezultati popisa vrste

V letošnjem letu smo na obeh območjih zabeležili le enega črnočelega srakoperja, in sicer na prvem popisu dne 18. 5. 2026 južno od naselij Žapuže in Kožmani, na ploskvi Ajdovščina - jug na SPA Vipavski rob (slika 2). V drugem popisu tega osebka nismo več našli.


Slika 2: Črnočeli srakoper, opažen 18. 5. 2026 na Vipavskem (foto: Blaž Blažič)

Trend vrste

S programom TRIM se trenda črnočelega srakoperja na SPA Krakovski gozd - Šentjernejsko polje in SPA Vipavski rob ne da več izračunati, saj na obeh območjih že nekaj let nismo potrdili gnezditve.

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti črnočelega srakoperja **na popisnih območjih** (ploskvah) ter **na SPA** za obdobje 2024-2026 je enaka: Vipavski rob 0 parov, Krakovski gozd – Šentjernejsko polje 0 parov.

Ocena številčnosti črnočelega srakoperja **v Sloveniji** za obdobje 2024-2026 je **0 parov**. Temelji na podatkih monitoringa območij Natura 2000 ter podatkovni bazi o pticah NOAGS (DOPPS 2026).

DISKUSIJA

Edinega črnočelega srakoperja smo našli med izvedbo prvega popisa. Ker ga kljub ponovitvi kasneje nismo več opazili, predvidevamo, da je šlo za seleč se osebek. Tudi v podatkovni bazi NOAGS (DOPPS 2026) za leto 2026 nimamo nobenih drugih podatkov o pojavljanju te vrste pri nas. Črnočeli srakoper torej v letošnjem letu v Sloveniji najbrž ni gnezdil. Zadnji podatek o gnezdenju te vrste pri nas imamo iz okolice vasi Zbure blizu Zaloga pri Škocjanu, leta 2023 (Stanič 2023). Podatki iz zadnjih let popisov torej nakazujejo na potencialno izumrtje te vrste v Sloveniji.

Evropska populacija črnočelih srakoperjev je sicer ocenjena na 375,000 – 800,000 parov (BirdLife International 2025) in je v obdobju 1999–2024 doživela zmeren upad (PECBMS 2025). Vrsta je še posebej ogrožena v zahodni in srednji Evropi, v Franciji od leta 2019 velja za izumrlo (Bird Guides 2019), slabo jim kaže tudi v Italiji (Guerrieri & Castaldi 2010) in v Španiji (Kvist *et al.* 2011). Najbolj ga ogroža intenzifikacija kmetijstva in širjenje monokultur, še posebej v zahodni in srednji Evropi (Brønskov & Keller 2020), na Slovaškem srakoperjem velike težave povzroča urbanizacija (Krištín *et al.* 2024). Prav tako ga ogroža opuščanje in posledično zaraščanje ter intenzifikacija in prepogosta košnja travnikov (Brønskov & Keller 2020). Uporaba gnojil in insekticidov vplivata na številčnost žuželk in posledično na količino srakoperjevega plena (Yosef & ISWG 2008), sekanje mejic, osamelih dreves in visokodebelnih sadovnjakov pa krči njegov gnezditveni prostor (Krištín *et al.* 2006). Na Šentjernejskem polju ga ogroža še povečanje površin pod rastlinjaki.

Na globalni ravni črnočele srakoperje ogrožajo podnebne spremembe, zaradi katerih izginjajo zanj primerni travniki (Sándor & Domşa 2017), manjša genetska pestrost kot posledica majhnih in izoliranih populacij (Kvist *et al.* 2011) ter spremembe habitata na afriških prezimovališčih in ostalih selitvenih postojankah (Krištín 2024).

V tabeli 2 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 2: Dejavniki, ki vplivajo na črnočelega srakoperja, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za to vrsto**	**Vir**
monokulture in velike njivske površine	zelo pomemben (-)	Brønskov & Keller 2020 Manjša diverziteto in količino ter hkrati dostopnost (zaradi previsoke vegetacije in pomanjkanja lovnih prež) hrane za srakoperje.
intenzifikacija travnikov (gnojenje, pogoste košnje)	zelo pomemben (-)	Yosef & ISWG 2008, Brønskov & Keller 2020 Zmanjša količino žuželk in posledično razpoložljive hrane za srakoperje.
opuščanje in zaraščanje travnikov	zelo pomemben (-)	Brønskov & Keller 2020 Zmanjša dostopnost do hrane za srakoperje zaradi previsoke in pregoste vegetacije.
uporaba pesticidov	zelo pomemben (-)	Yosef & ISWG 2008 Zmanjša količino žuželk in posledično razpoložljive hrane za srakoperje.
sekanje mejic, osamelih dreves in visokodebelnih sadovnjakov	zelo pomemben (-)	Krištín *et al.* 2006 Krči tako gnezditveni prostor za srakoperje, kot tudi število razpoložljivih lovnih prež.
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati	pomemben (-/+)	Humbert *et al.* 2012, Broyer *et al.* 2014 Na obeh območjih Natura 2000, kjer je vrsta kvalifikacijska (Krakovski gozd - Šentjernejsko polje, Vipavski rob), je prva košnja/paša v okviru ukrepa HAB dovoljena že po 30. 5. To sovpada z začetkom gnezditve črnočelega srakoperja in lahko pomembno zmanjša količino razpoložljive hrane za mladiče, če so vse površine pokošene istočasno. Črnočeli srakoperji najraje lovijo na golih tleh, v ekotonih (meje med različnimi habitati) ali na pokošenih travnikih, vendar pa so slednji zanje zanimivi le prvi dan po košnji (Wirtitsch *et al*. 2001), ko je na njih veliko od kosilnice poškodovanih ali omamljenih žuželk. Za varstvo vrste bi bilo optimalno zagotavljati mozaično košnjo. Za ohranjanje najbolj ekstenzivnih travnikov je dovoljeni letni vnos dušika v ukrepu HAB prevelik (40 kg N/ha), saj dosedanje raziskave kažejo, da je zgornja meja med 15 in 20 kg/ha (Bobbink *et al.* 1998, Bobbink *et al.* 2010).
povečanje površin pod rastlinjaki	pomemben (-) na Šentjernejskem polju	Denac 2014 Večanje površin pod rastlinjaki povzroča sekanje mejic in osamelih dreves ter grmov, kar krči gnezditveni in lovni habitat srakoperja. Poleg tega

		pokrite površine vrsti ne omogočajo več lova.
urbanizacija	lokalno pomemben (-), v Sloveniji najbrž relativno manj pomemben	Krištín *et al.* 2024
podnebne spremembe	pomemben (-)	Sándor & Domşa 2017
majhna genetska pestrost in izolirane populacije	pomemben (-)	Kvist *et al.* 2011
spremembe habitata na afriških prezimovališčih in selitvenih postojankah	pomemben (-)	Krištín 2024
nameščanje lovnih prež	pomemben (+)	Denac 2015 Poveča količino lovnih prež in s tem dostop do hrane.
velike odprte površine s pestro kmetijsko rabo	pomemben (+)	Krečič & Božič 2019 Večja diverziteta in količina žuželk, ki so hrana za srakoperja.
vzpostavitev cvetnih pasov na njivah	pomemben (+)	Haaland *et al*. 2011, Pérez-Sánchez *et al*. 2023, Rodríguez-Gasol *et al.* 2026 Cvetni pasovi povečajo mozaičnost krajine ter s tem količino in diverziteto plena za srakoperja.
KOPOP BK.7 Visokodebelni travniški sadovnjaki, BK.10 Ohranjanje mejic; SOPO INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijski praksi Vzdrževanje obstoječih KRZ in Vzpostavitev novih KRZ; IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij SN 2023-2027 - Neproizvodne naložbe v ureditev travniških sadovnjakov	pomemben (+)	vrednotenje omenjenih ukrepov ne obstaja, vendar lahko o vplivu ohranjanja in vzpostavljanja mejic ter travniških sadovnjakov sklepamo iz domače in tuje literature (npr. Wirtitsch *et al*. 2001, Guerrieri & Castaldi 2010, Krečič & Božič 2019, Bronskov & Keller 2020).

VIRI

Bird Guides (2019): Lesser Grey Shrike lost as breeding species in France. https://www.birdguides.com/articles/western-palearctic/lesser-grey-shrike-lost-as-breeding-species-in-france/, 28. 7. 2026.

BirdLife International (2025): Species factsheet: Lesser Grey Shrike *Lanius minor*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/lesser-grey-shrike-lanius-minor, 28. 7. 2026.

Bobbink R., Hornung M., Roelofs J.G. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of ecology 86 (5): 717-738.

Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F., Emmett B., Erisman J.-W., Fenn M., Gilliam F., Nordin A., Pardo L., De Vries W. (2010): Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. Ecological applications 20 (1): 30-59.

Bronskov O., Keller V. (2020): *Lanius minor*. Str. 536-537. V: Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanesi P., Marti D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M.V., Bauer H.-G., Foppen R.P.B. (ur.): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions.

Broyer J., Sukhanova O., Mischenko A. (2014): Mowing management and density dependence in meadow passerine hatching success. Bird Study 61 (3): 394-403.

Denac K. (2013): Črnočeli srakoper *Lanius minor*. Str. 137-143. V: Denac K., L. Božič, T. Mihelič, D. Denac, P. Kmecl, J. Figelj & D. Bordjan: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2012 in 2013. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2014): Črnočeli srakoper *Lanius minor*. Str. 106-121. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Kmecl P., Denac D., Bordjan D., Jančar T., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2014. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2015): Črnočeli srakoper *Lanius minor*. Str. 106-124. V: Denac K., Mihelič T., Kmecl P., Denac D., Bordjan D., Figelj J., Božič L., Jančar T.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2015. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

DOPPS (2026): Novi ornitološki atlas gnezdilk Slovenije - internetna baza podatkov. DOPPS, Ljubljana [http://atlas.ptice.si/atlas]

Guerrieri G., Castaldi A. (2010): Selezione di habitat e riproduzione dell'averla cenerina, *Lanius minor*, in un' area costiera del Lazio (Monti della Tolfa). Rivista italiana di Ornitologia 80 (1): 35-56.

Haaland C., Naisbit R.E., Bersier L.-F. (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. Insect Conservation and Diversity 4: 60–80.

Humbert J.Y., Pellet J., Buri P., Arlettaz R. (2012): Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? Environmental evidence 1 (1): 9.

Krečič P., Božič L. (2019): Črnočeli srakoper *Lanius minor*. Str. 278–279. V: Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (ur.): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana.

Krištín A. (2024): Lesser Grey Shrike *Lanius minor* at the North-Western Edge of Its Range: Comments to Population Decline and Migration Strategies. European Journal of Ecology 10: 20-22.

Krištín A., Hoi H., Valera F., Hoi C. (2006): Philopatry, Dispersal Patterns and Nest-site Reuse in Lesser Grey Shrikes (*Lanius minor*). Biodiversity and Conservation 16(4): 987–995.
Krištín A., Hoi H., Kaňuch P. (2024): Local population decline of the threatened Lesser Grey Shrike *Lanius minor* is linked to the modernisation of the rural landscape. Bird Conservation International 34: e18.

Kvist L., Giralt D., Valera F., Hoi H., Kristin A., Darchiashvili G., Lovaszi P. (2011): Population decline is accompanied by loss of genetic diversity in the Lesser Grey Shrike *Lanius minor*. Ibis 153: 98–109.

PECBMS (2025): Pan European Common Bird Monitoring Scheme. Species Trends. https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/lanius-minor/, 28. 7. 2026.

Pérez-Sánchez A.J., Schröder B., Dauber J., Hellwig N. (2023): Flower strip effectiveness for pollinating insects in agricultural landscapes depends on established contrast in habitat quality: A meta-analysis. Ecological Solutions and Evidence 4: e12261.

Rodríguez-Gasol N., Viketoft M., Chapurlat E., Stenberg J.A., Jonsson M., Lundin O. (2026): Perennial flower strips increase pollinator and natural enemy abundance but have limited effects on pest control in adjacent crops. Agriculture, Ecosystems & Environment 396: 110025.

Sándor A.D., Domşa C. (2017): Climate change, predictive modelling and grassland specialists: assessing impacts of changing climate on the long-term conservation of Lesser Grey Shrikes (*Lanius minor*) in Romania. Journal of Ornithology 159 (2): 413–424.

Stanič D. (2023): Črnočeli srakoper *Lanius minor*. Str. 107-116. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Yosef R., International Shrike Working Group (2008): Lesser Grey Shrike (*Lanius minor*). V: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (ur.): Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona.

Wirtitsch M., Hoi H., Valera F., Krištín A. (2001): Habitat composition and habitat use in Lesser grey Shrike *Lanius minor*. Folia Zoologica 50 (2):137-150.

HRIBSKI ŠKRJANEC *Lullula arborea*

POVZETEK

V letu 2026 smo na SPA Goričko na desetih transektih prešteli osem parov, na SPA Kras pa na 21 transektih 91 parov hribskega škrjanca. Program TRIM je njegov trend na SPA Goričko (2005-2026) opredelil kot **zmeren upad**, medtem ko je bil trend na Krasu v istem obdobju stabilen. Skupen trend na petih SPA, kjer vrsto popisujemo od leta 2005, je **zmeren upad**.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Štetje je bilo opravljeno skladno s predpisano metodo: hribske škrjance smo šteli na cca. 2 km dolgih transektih. Lokacije vseh opazovanih in/ali slišanih osebkov smo vrisali na DOF. Kot različne smo šteli vse pare/osebke, ki so bili med dvema popisoma med seboj oddaljeni vsaj 300 m, kar je nekoliko strožje od 200 m, ki jih priporočajo Gilbert *et al*. (1998), s čimer smo želeli preprečiti podvajanje rezultatov. Znotraj istega popisa smo osebke šteli kot različne v dveh primerih: (1) če so peli istočasno ali (2) če je bila njihova medsebojna oddaljenost vsaj 300 m (v primeru, da niso peli istočasno).

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popisi so bili izvedeni v predvidenem sezonskem okviru (15. 3.-15. 6.; Denac 2013).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Upoštevani so bili vsi ključni parametri popisa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV 2026:

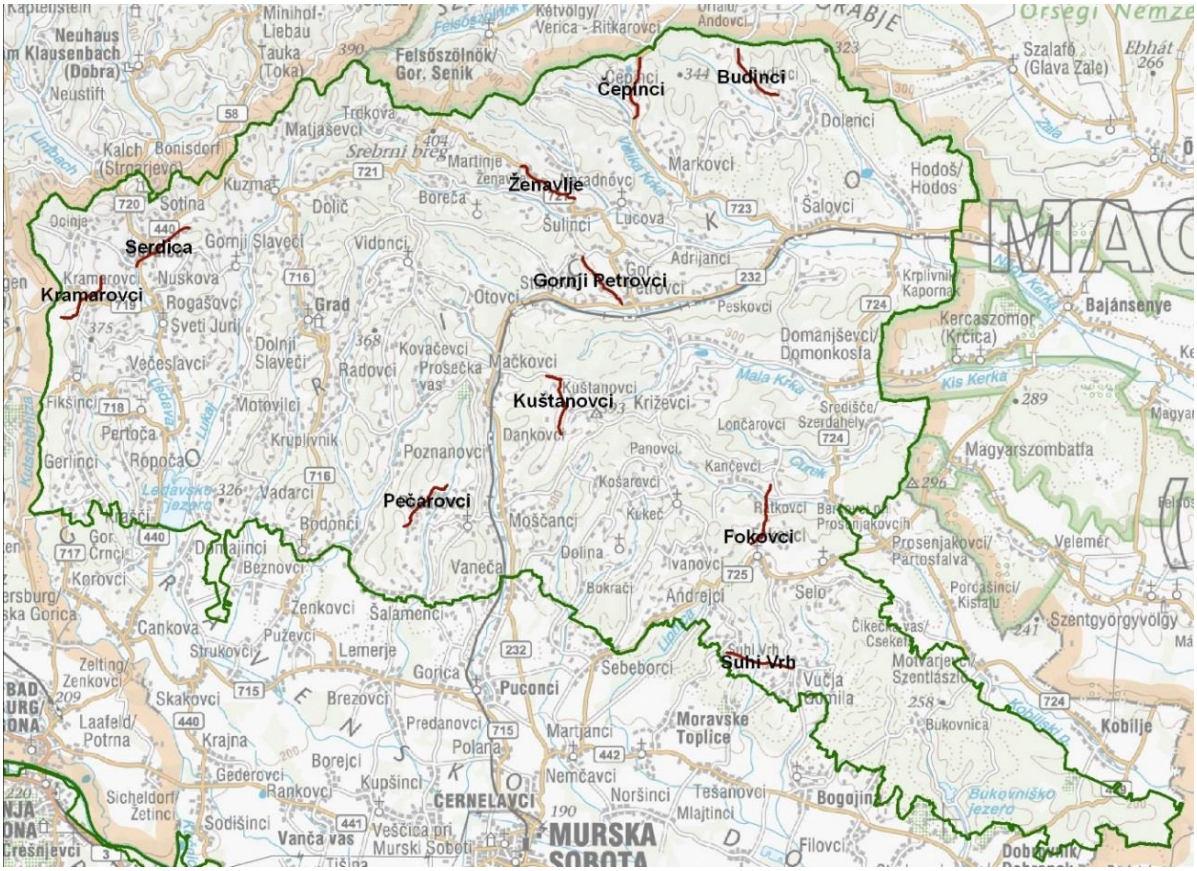
31 / 31

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI 2026:

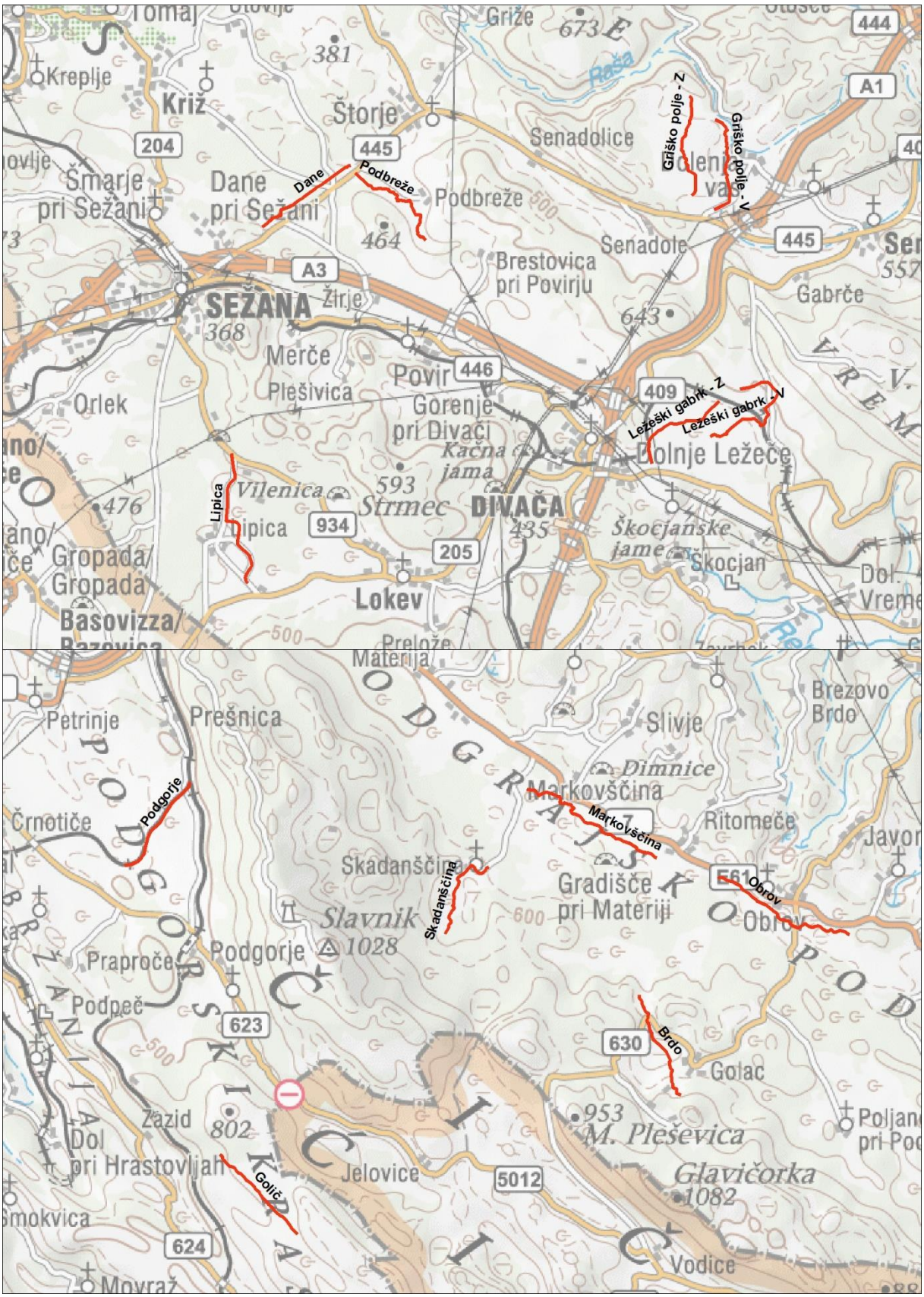
34 / 35

POPISNO OBMOČJE 2026:

V gnezditveni sezoni 2026 smo hribske škrjance popisali na SPA Goričko (10 transektov, slika 1) in SPA Kras (21 transektov, slika 2). Na SPA Kras predlagamo spremembo poteka dveh transektov, ki potekata po pašnikih s pastirskimi psi (Griško polje - V, Griško polje - Z), kar je nevarno za popisovalca.



Slika 1: Transekti za hribskega škrjanca na SPA Goričko, popisani v letu 2026

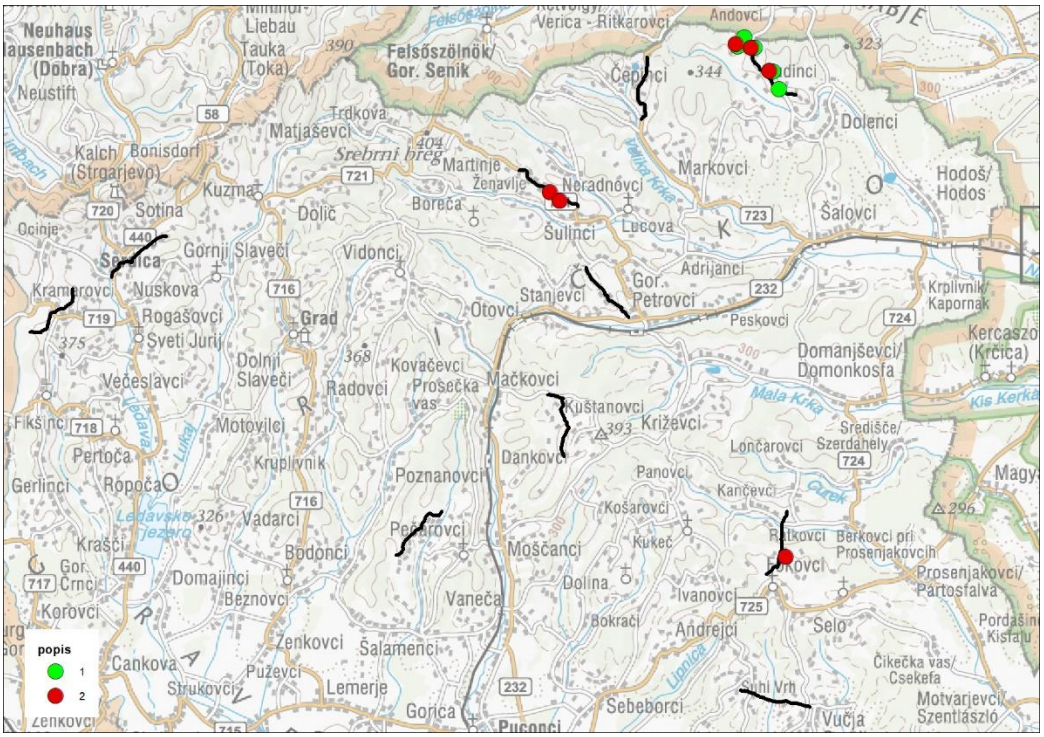


Slika 2: Transekti za hribskega škrjanca na SPA Kras: S del (zgoraj), osrednji del (v sredini) in J del (spodaj), popisani v letu 2026

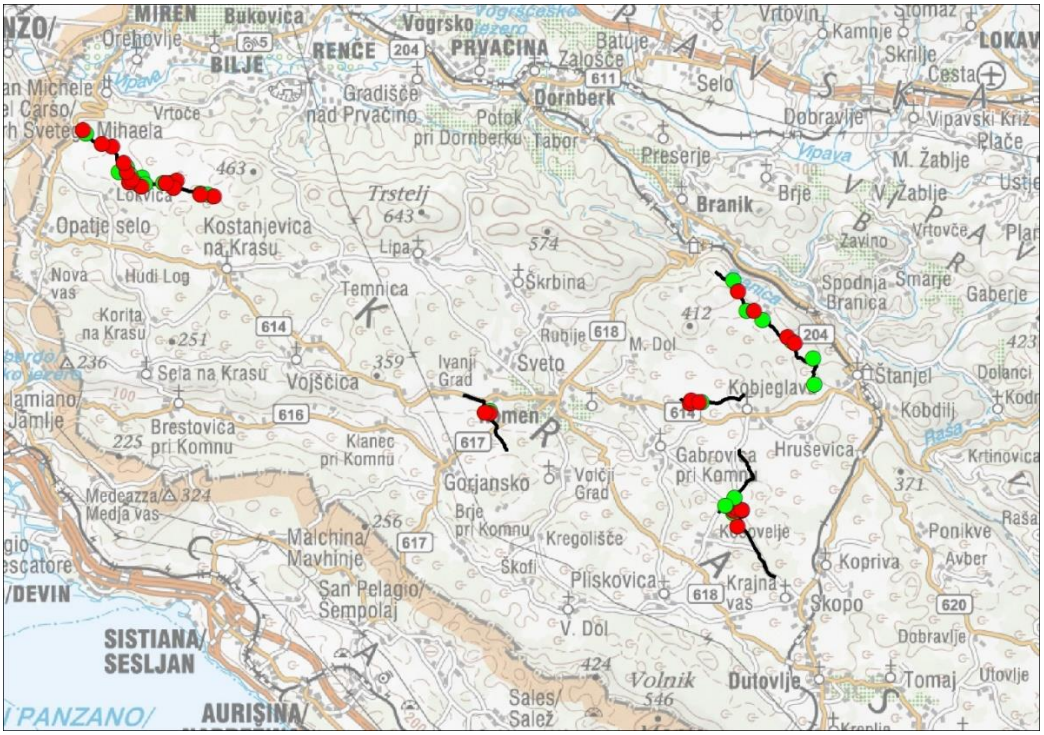
REZULTATI

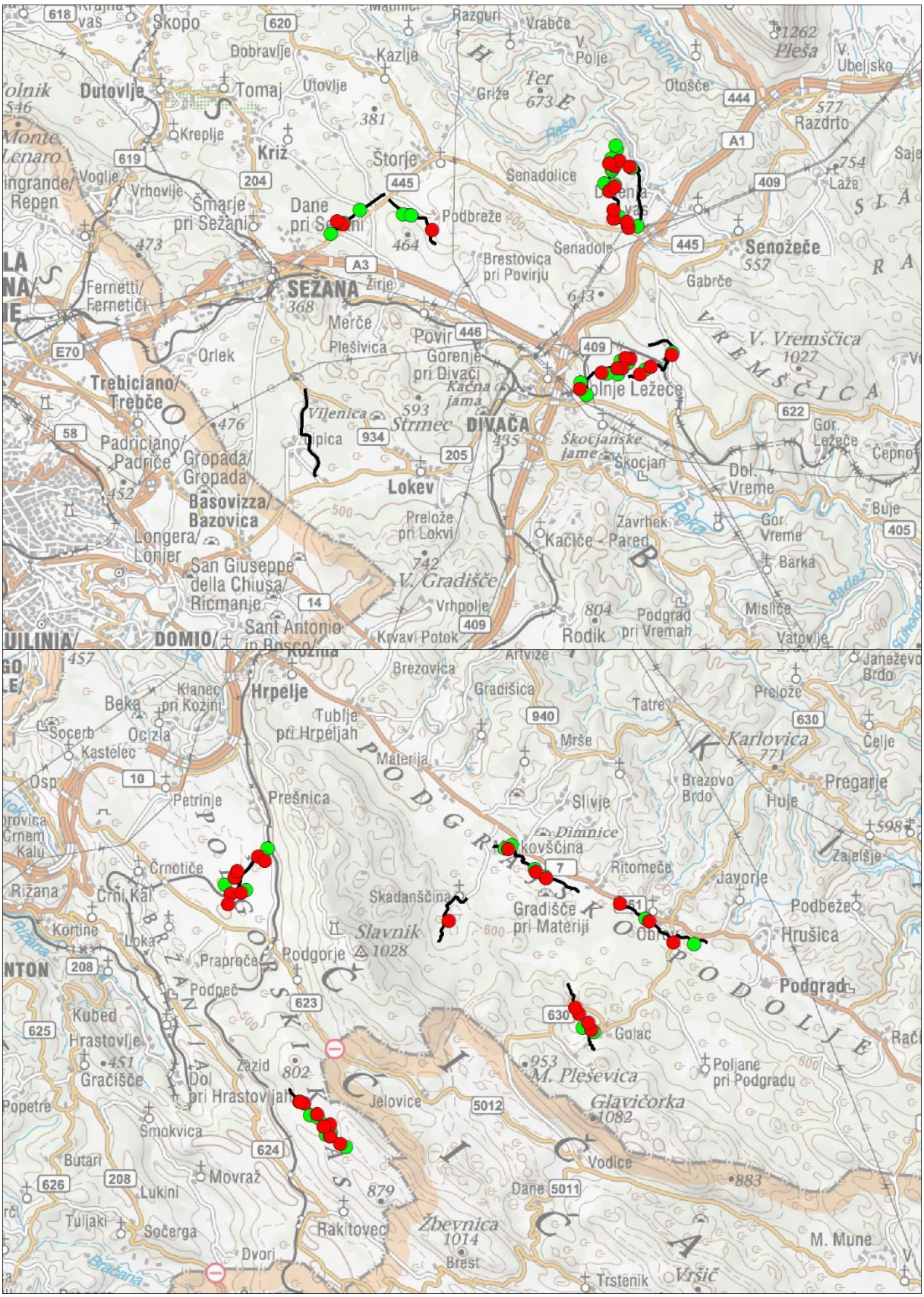
Rezultat popisa vrste

V letu 2026 smo na SPA Goričko prešteli osem, na SPA Kras pa 91 pojočih samcev oziroma parov hribskega škrjanca (tabela 1, sliki 3 in 4).



Slika 3: Surovi, neinterpretirani podatki popisa hribskega škrjanca na Goričkem v letu 2026





Slika 4: Surovi, neinterpretirani podatki popisa hribskega škrjanca na Krasu v letu 2026 (zgoraj S del, v sredini osrednji del, spodaj J del Krasa)

Tabela 1: Rezultati dosedanjega monitoringa hribskega škrjanca na SPA Goričko in Banjšice v letih 2005-2025 (pojoči samci oz. pari) (/ = ni podatka, saj popis tega leta ni bil opravljen)

SPA	**Transekt**	**2005**	**2008**	**2010**	**2011**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**
Goričko	Serdica	2	/	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gornji Petrovci	1	0	/	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ženavlje	1	4	1	3	0	1	1	4	2	1	1	0	0	1	0	1	2
	Čepinci	1	4	1	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
	Budinci	2	7	3	3-4	6	4	0	0	0	2	2	0	1	3	6*	2	5
	Kuštanovci	/	/	/	0	2	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	2	0
	Kramarovci	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pečarovci	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Suhi Vrh	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Fokovci	1	1	0	0	0	0	0	1	2	0	3	4	1	1	1	0	1
SKUPAJ		**11**	**20**	**6**	**12-13**	**10**	**6**	**2**	**6**	**5**	**5**	**7**	**5**	**4**	**9**	**8**	**5**	**8**
Kras	Brdo	/	/	/	0	/	1	/	/	2	/	/	1	/	/	/	/	4
	Cerje	1	2	/	3	/	5	/	/	3	/	/	5	/	/	/	/	7
	Dane	/	3	/	5	/	3	/	/	3	/	/	3	/	/	/	/	4
	Golac	0	/	/	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	Golec	/	11	/	6	/	4	/	/	3	/	/	6	/	/	/	/	3
	Golič	3	2	/	2	/	2-4	/	/	2	/	/	5	/	/	/	/	8
	Griško polje - V	1	7	/	7	/	4	/	/	6	/	/	7	/	/	/	/	3
	Griško polje - Z	5	9	/	7	/	6	/	/	6	/	/	9	/	/	/	/	9
	Ivanji Grad	/	1	/	2	/	2	/	/	6	/	/	2	/	/	/	/	2
	Kobjeglava	10	7	/	5	/	5	/	/	5	/	/	3	/	/	/	/	3
	Kosovelje-J	/	6	/	0	/	1	/	/	0	/	/	2	/	/	/	/	4
	Kosovelje-S	/	8	/	1	/	2	/	/	2	/	/	2	/	/	/	/	1
	Ležeški gabrk - V	6	6	/	5	/	4-5	/	/	4	/	/	4	/	/	/	/	3
	Ležeški gabrk - Z	8	7	/	12	/	6-7	/	/	5	/	/	13	/	/	/	/	8

	Lipica	/	4	/	10-11	/	4	/	/	4	/	/	4	/	/	/	/	0
	Lokvica	4	3	/	0	/	1	/	/	2	/	/	4	/	/	/	/	7
	Lukovec	/	4	/	4	/	6	/	/	5	/	/	3	/	/	/	/	4
	Markovščina	/	/	/	6	/	7	/	/	5	/	/	4	/	/	/	/	4
	Obrov	/	/	/	2	/	4	/	/	2	/	/	6	/	/	/	/	4
	Podbreže	/	3	/	4	/	4	/	/	3	/	/	5	/	/	/	/	3
	Podgorje	/	8	/	7	/	7	/	/	4	/	/	8	/	/	/	/	9
	Skadanščina	4	3	/	2	/	3	/	/	3	/	/	0	/	/	/	/	1
	Torek	0	/	/	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	Velika plešivica	1	1	/	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
SKUPAJ		**43**	**95**	**/**	**91-92**	**/**	**81-85**	**/**	**/**	**75**	**/**	**/**	**96**	**/**	**/**	**/**	**/**	**91**

* Vsi so bili dobljeni na 2. popisu dne 1. 6. 2024. Najverjetneje ne gre za šest različnih parov, temveč za odrasle osebke in njihove speljane mladiče (mladiči iz legla na Bejčinem bregu so bili ob transektu namreč opazovani že sredi aprila 2024). Glede na podatke projekta Gorička krajina (2018-2021) sta bila v posameznem letu na tem transektu največ dva para hribskih škrjancev.

Trend vrste

Populacijski trend hribskega škrjanca na SPA Goričko za obdobje 2005-2026 je **zmeren upad**, medtem ko je bil na SPA Kras v istem obdobju trend stabilen. Na vseh SPA, kjer vrsto popisujemo od leta 2005 (Banjšice, Goričko, Kras, Vipavski rob, Snežnik-Pivka), je bil trend v obdobju 2005-2026 **zmeren upad** (tabela 2).

Tabela 2: Populacijski trend hribskega škrjanca na območjih Natura 2000 (SPA) v obdobju 2005-2026

Območje	Trend	Vrednost trenda[1]	Obdobje trenda
Goričko	zmeren upad	0.9546 ± 0.0167	2005-2026
Kras	stabilen	0.9989 ± 0.0195	2005-2026
vsi SPA skupaj[2]	**zmeren upad**	**0.9879 ± 0.0046**	**2005-2026**

[1] skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE
[2] Banjšice, Goričko, Kras, Vipavski rob, Snežnik – Pivka

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti hribskega škrjanca **na popisnih območjih** (transektih) za obdobje 2024-2026 je naslednja: Goričko 5-8 parov (Denac 2024 & 2025, to poročilo), Kras 91 parov (to poročilo), Banjšice 21 parov (Denac 2025), Vipavski rob 29 parov in Snežnik - Pivka 17 parov (Denac 2024).

Ocena številčnosti hribskega škrjanca **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska in jo redno spremljamo (tabela 3), je narejena z upoštevanjem velikosti populacije na posameznih SPA za obdobje 2021-2023 (Denac 2023), populacijskega trenda iz monitoringa SPA, za SPA Goričko pa iz podatkov projekta Povezani (DOPPS 2026).

Tabela 3: Populacijske ocene za hribskega škrjanca na SPA v obdobju 2024–2026

SPA	Populacijska ocena	Vir za oceno
Banjšice	300-390 parov	Denac 2023, trend 2005-2025 (Denac 2025)
Goričko	60-70 parov	DOPPS 2026
Kras	1100-1500 parov	Denac 2023, trend 2005-2026 (to delo)
Snežnik - Pivka	290-390 parov	Denac 2023, trend 2005-2024 (Denac 2024)
Vipavski rob	200-310 parov	Denac 2023, trend 2005-2024 (Denac 2024)

Ocena številčnosti hribskega škrjanca **v Sloveniji** je povzeta po zadnjem poročilu po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024 (https://zrsvn-varstvonarave.si/informacije-za-uporabnike/katalog-informacij-javnega-znacaja/, 5. 8. 2026) in znaša **2600-3400 parov**.

DISKUSIJA

Splošna ekologija vrste je podrobneje opisana v prejšnjih poročilih (npr. Denac 2016), specifika gnezdišč na Goričkem pa v poročilih projekta Gorička krajina (Denac 2018 & 2020, Denac *et al*. 2021). Med leti 2018 in 2026 smo na Goričkem našli 23 gnezd hribskih škrjancev, od tega devet na prahi (enoletni ali večletni), osem na travniku in šest na njivi ozimnega žita (Denac & Kmecl 2025, DOPPS 2026, K. Denac *lastni podatki*, slika 5).



Slika 5: Gnezda hribskega škrjanca na Goričkem, najdena v 2026 - večletna praha (zgoraj levo), enoletna praha (zgoraj desno), ekstenziven suh travnik (spodaj levo) in ozimno žito (spodaj desno)

Kot najpomembnejši prehranjevalni habitat v okviru projekta Gorička krajina so se izkazale njive ozimnega žita, preorane in prebranane njive (še gole), praha ter ekstenzivni suhi in mezotrofni travniki. Podrobnejša ekološka raziskava izbora habitata v letu 2021 je izkazala, da hribski škrjanci na Goričkem preferirajo ekstenzivne in mezotrofne travnike (že 3-5 % tovrstnih travnikov v krajini pomembno poveča verjetnost njegove prisotnosti), kolovoze in določen odstotek gozda (35-70%), ki se nahajajo na blagih naklonih južno eksponiranih gričev ali na ovršjih grebenov. Izogibajo pa se visokodebelnim sadovnjakom in intenzivnim travnikom (Denac & Kmecl 2025).

Ekstenzivni in mezotrofni travniki ter kolovozi so za vrsto prehranjevališče, saj so na njih pogosto zaplate golih tal ali redkejše in nižje vegetacije. Velik pomen kolovozov za prehranjevanje je bil ugotovljen tudi pri populaciji v Zgornji Avstriji v parku Mühlviertel (H. Uhl *osebno*), ki je ekološko precej podobna gorički. Gozd vrsta uporablja kot zatočišče pred plenilci. Visokodebelni sadovnjaki so pogosto locirani v naseljih, ki se jim vrsta izogiba, ali njihovi neposredni okolici. Poleg tega je travna ruša na njih dostikrat gosta, brez zaplat golih tal. Oboje skupaj bi morda lahko razložilo, zakaj se hribski škrjanci visokodebelnim sadovnjakom na Goričkem izogibajo (Denac *et al*. 2021, Denac & Kmecl 2025). V Zgornji Avstriji so z iskanjem gnezd ter sklepanjem pogodb s kmeti, da so se ti gnezdu izognili pri kmetijskih opravilih ali pa zakasnili obdelavo, uspeli v petih letih podvojiti populacijo hribskega škrjanca (Uhl *et al.* 2020). Enak ukrep se je z letom 2026 v okviru projekta Povezani pričel izvajati na Goričkem (DOPPS 2026).

Na Krasu so bile največje gostote hribskih škrjancev ugotovljene na območjih obsežnih ekstenzivnih suhih travišč, bogato prepredenih s solitarno lesno vegetacijo in manjšimi gozdnimi otoki, na primer na Podgorskem krasu, Goliču (slika 6), Griškem polju, pri Ležeškem gabrku ipd. Deloma odprta pokrajina z ekstenzivno pašo, ki poteka na vseh omenjenih območjih, vzdržuje habitat hribskega škrjanca v optimalnem stanju. Vrsta uporablja lesno vegetacijo za pevska mesta, razgledišča in počivališča, dele travnikov z redko rušo ali zaplatami golih tal za prehranjevanje, dele travnikov z višjo rušo pa za gnezdenje.



Slika 6: Habitat hribskega škrjanca na Krasu - Golič (foto: K. Denac)

V tabeli 4 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na hribskega škrjanca, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
premena travnikov v njive	zelo pomemben (-)	Denac *et al*. 2021, Denac & Kmecl 2025
intenzifikacija travnikov (gnojenje, pogoste košnje)	zelo pomemben (-)	Denac & Kmecl 2025
opuščanje kmetijstva in posledično zaraščanje z lesno vegetacijo	zelo pomemben (-)	Kmecl & Denac 2018
kmetijska dela na ornih površinah v času gnezditve	zelo pomemben (-)	Uhl *et al*. 2020, Denac *et al*. 2021, Denac & Kmecl 2025, DOPPS 2026
IRP05 Izvedba agromelioracij in komasacij kmetijskih zemljišč	pomemben (-)	Denac & Kmecl 2021

uporaba pesticidov	pomemben (-)	Bosco *et al*. 2019, Rösch *et al*. 2021; Švica, Nemčija: pomemben del populacije gnezdi v vinogradih, kjer je zato odsvetovana raba herbicidov. Namesto tega se svetuje mehansko zatiranje plevela, vendar le v vsaki drugi vrsti (da lahko v visoki vegetaciji škrjanci najdejo dovolj kritja za gnezdo). Odsvetuje se tudi uporaba insekticidov (zaradi zagotavljanja dovoljšnje količine hrane). Ni znano, ali vrsta v Sloveniji gnezdi v vinogradih (potencialno v Vipavski dolini in na S delu Krasa).
sečnja mejic in solitarne lesne vegetacije	lokalno pomemben (-)	Denac *et al*. 2021
zgodnja prva košnja, pogoste košnje	lokalno pomemben (-)	pomembno predvsem za hribske škrjance, ki gnezdijo na sejani prahi (DTM, TDM), saj je večkrat letno košena za krmo; na travnikih je prva košnja praviloma povsod dovolj pozna, da lahko hribski škrjanec spelje vsaj prvo leglo (kar je lahko že v drugi polovici aprila)
SOPO INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijska praksa »praha«	pomemben (+)	Denac & Kmecl 2025, DOPPS 2026
KOPOP BK.10 Ohranjanje mejic; SOPO INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijski praksi »Vzdrževanje obstoječih KRZ« in »Vzpostavitev novih KRZ«	pomemben (+)	vrednotenje teh ukrepov za vrsto ne obstaja, vendar pa hribski škrjanci mejice pogosto uporabljajo kot pevska mesta, razgledišča in počivališča (glej npr. Denac *et al*. 2021)
iskanje gnezd z namenom njihovega varovanja (pogodbeno varstvo)	lokalno pomemben (+)	Uhl *et al.* 2020, DOPPS 2026
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati, BK.2 Travišči habitati metuljev, BK.6 Suhi kraški travniki in pašniki; Habitatni tipi in vrste na območjih Natura 2000 (HTV_N2000) (IRP23) - HTV.2	lokalno pomemben (+/-)	Vrednotenje omenjenih ukrepov za vrsto ne obstaja, vendar o pomenu ekstenzivnega travinja lahko sklepamo glede na npr. Kmecl & Denac 2018, Denac & Kmecl 2025. Pozitiven vpliv je pri nekaterih navedenih ukrepih omejen: v primeru ukrepa MET, ki dovoljuje prvo košnjo do 15. 6., je vpliv na prva in verjetno tudi druga legla negativen, omogoča pa uspešno speljavo kasnih legel, obratno je pri ukrepu HAB, kjer so datumi dovoljene prve košnje/paše ustrezni za varstvo prvih, ne pa

		tudi kasnejših legel. Ukrep HTV.2 ne določa datumov prve rabe, dopušča pa tri košnje letno, zato je pozitiven vpliv na hribskega škrjanca vprašljiv (mladiči prvih legel lahko poletijo, če prva košnja ni prezgodnja).
SOPO INP08.08 Zaplate neposejanih tal za poljskega škrjanca	potencialno lokalno pomemben (+)	vrednotenje te SOPO za vrsto ne obstaja, vendar menimo, da je potencialno pomembna na V delu Goričkega, kjer se areal hribskega škrjanca deloma prekriva z arealom poljskega škrjanca in je mogoč vpis te SOPO; gola tla so namreč pomembno prehranjevališče za vse vrste škrjancev
SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje; IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij - vzpostavitev ekstenzivnih pašnikov	potencialno pomemben (+)	vrednotenje teh ukrepov za vrsto ne obstaja; potencialno bi lahko bili pomembni na območjih, ki se zaraščajo z lesno vegetacijo

VIRI

Bordjan D., Gamser M., Scridel D. (2025): Monitoring splošno razširjenih vrst ptic za določitev slovenskega indeksa ptic kmetijske krajine – delno poročilo za leto 2025. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Bosco L., Arlettaz R., Jacot A. (2019): Ground greening in vineyards promotes the Woodlark *Lullula arborea* and their invertebrate prey. Journal of Ornithology 160 (3): 799-811.

Denac K. (2013): Hribski škrjanec *Lullula arborea*. Str. 144-155. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Denac D., Kmecl P., Figelj J., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2012 in 2013. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS-BirdLife Slovenia, Ljubljana.

Denac K. (2016): Hribski škrjanec *Lullula arborea*. Str. 113-121. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Božič L., Jančar T., Denac D., Bordjan D., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2018): Ugotavljanje rabe habitata hribskega škrjanca *Lullula arborea* za določitev varstveno prioritetnih površin na območju Natura 2000 Goričko. Poročilo. Projekt Gorička krajina (OP20.06.02.006/1). Naložbo sofinancirata Republika Slovenija in Evropska unija iz Evropskega sklada za regionalni razvoj. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2020): Ugotavljanje rabe habitata hribskega škrjanca *Lullula arborea* na območju Natura 2000 Goričko v letu 2019. Poročilo. Projekt Gorička krajina (OP20.06.02.006/1).

Naložbo sofinancirata Republika Slovenija in Evropska unija iz Evropskega sklada za regionalni razvoj. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2023): Hribski škrjanec *Lullula arborea*. Str. 117-128. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2024): Hribski škrjanec *Lullula arborea*. Str. 118-126. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2025): Hribski škrjanec *Lullula arborea*. Str. 117-123. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Kmecl P. (2021): Land consolidation negatively affects farmland bird diversity and conservation value. Journal of Nature Conservation 59: 125934.

Denac K., Kmecl P. (2025): Perched on a razor's edge: Woodlark *Lullula arborea* preference for vanishing land-uses in a traditional sub-Pannonian landscape. Bird Study, 1-11. https://doi.org/10.1080/00063657.2025.2450544

Denac K., Kmecl P., Šalamun Ž., Basle T., Božič L. (2021): Raba habitata hribskega škrjanca *Lullula arborea* na območju Natura 2000 Goričko v letu 2021 in ocena uspešnosti varstvenih ukrepov. Poročilo. Projekt Gorička krajina (OP20.06.02.006/1). Naložbo sofinancirata Republika Slovenija in Evropska unija iz Evropskega sklada za regionalni razvoj. DOPPS, Ljubljana.

DOPPS (2026): Poročilo o pregledu lokacij in iskanju gnezd hribskega škrjanca *Lullula arborea* v Krajinskem parku Goričko v letu 2026, projekt Povezani. Naročnik: Javni zavod Krajinski park Goričko.

Gilbert G., Gibbons D.W., Evans J. (1998): Bird Monitoring Methods: a manual of techniques for key UK species. The RSPB, Sandy.

Kmecl P., Denac K. (2018): The effects of forest succession and grazing intensity on bird diversity and the conservation value of a Northern Adriatic karstic landscape. Biodiversity and Conservation 27: 2003–2020.

Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (ur.) (2019): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana.

Rösch V., Aloisio P., Entling M.H. (2021): Prey, management and landscape requirements of an endangered population of the Woodlark *Lullula arborea* in Southwest Germany. Journal of Ornithology 162, 689–698.

Uhl H., Kurz H., Rubenser H., Schmalzer A. (2020): Species conservation project - Woodlark in Mühlviertel 2018–2020. Project report for the Naturpark Mühlviertel. BirdLife Österreich, Wien.

VELIKI ŠKURH *Numenius arquata*

POVZETEK

V letu 2026 na Ljubljanskem barju med popisi v okviru tega monitoringa ni bil zabeležen noben osebek velikih škurhov. Kljub temu je bilo med 14. 3. in 1. 5. 2026 zabeleženih osem naključnih opazovanj posameznega osebka ali para, in sicer na V delu Ljubljanskega barja v okolici Ižanske ceste. Le dve od teh opazovanj (enkrat osebek in enkrat par) sta bili zabeleženi znotraj gnezditvene sezone. Trend je strm upad v obdobju 2011-2026. **Vrsta je na SPA Ljubljansko barje funkcionalno izumrla.**

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA

Popis teritorialnih velikih škurhov je bil izveden skladno s predvideno metodo popisa (Denac 2015).

SKLADNOST S SEZONO POPISA

Prvi popis je bil izveden 7. 4. 2026, drugi pa 7. 5. 2026, torej v času gnezditvene sezone velikega škurha ter skladno s predvideno sezono popisa.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA

Popisa sta bila opravljena v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

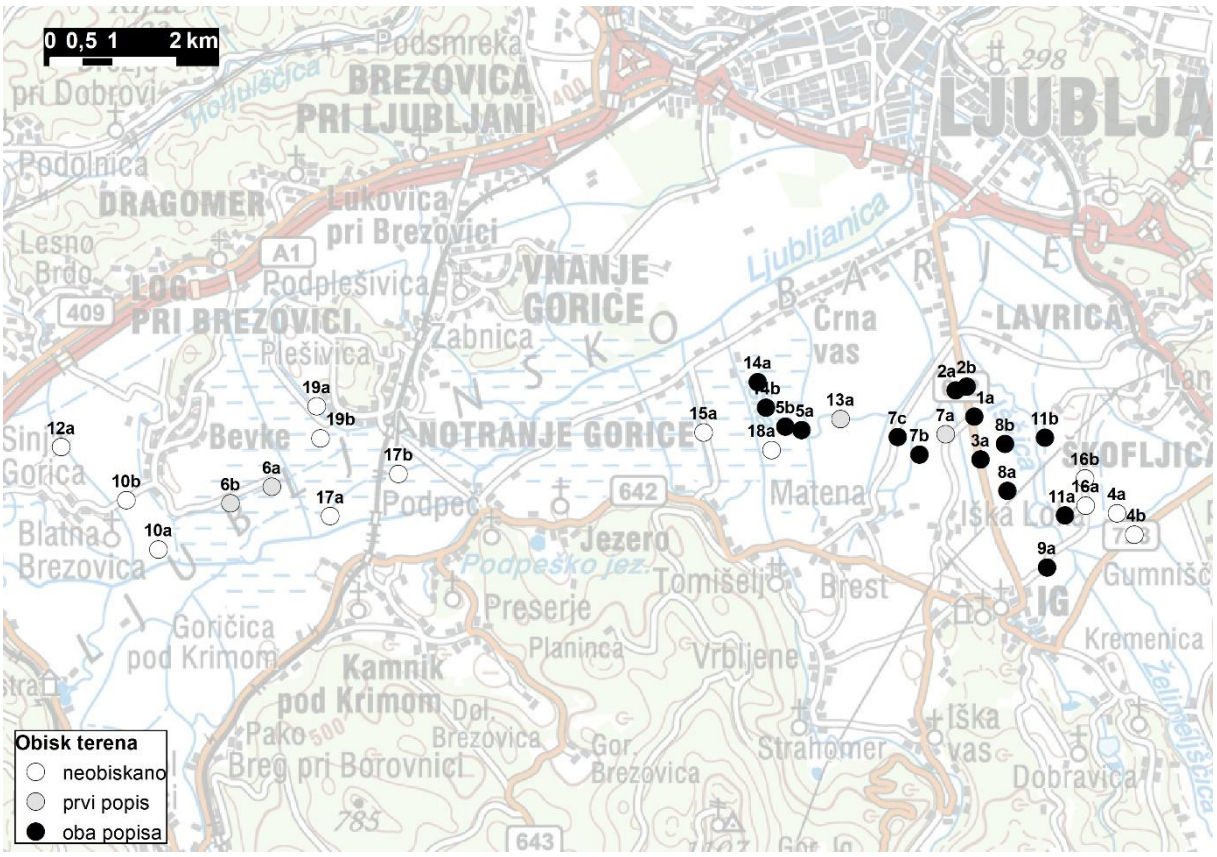
1 / 1

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

10 / 16

POPISNO OBMOČJE 2026:

V letu 2026 smo velikega škurha popisali na SPA Ljubljansko barje. Prvi popis smo opravili na 19 standardnih točkah, drugega pa na 15 točkah (slika 1). V obeh ponovitvah smo v popis vključili dodatno točko 7c, ki leži nekoliko zahodno od točk 7a in 7b.



Slika 1: Točke, na katerih je bil opravljen popis velikega škurha v letu 2026.

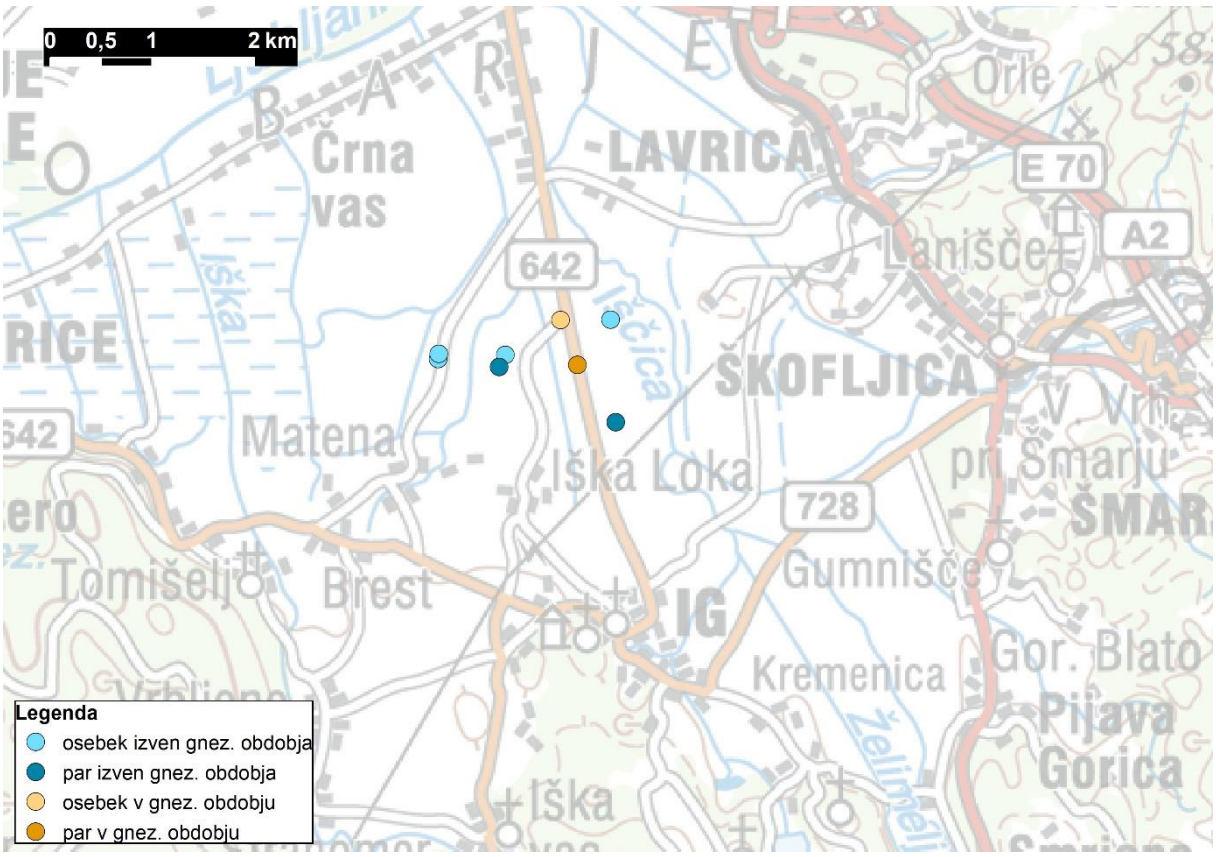
REZULTATI

Rezultat popis vrste

V okviru popisov tega monitoringa veliki škurh v letu 2026 prvič v zgodovini popisov na Ljubljanskem barju ni bil zabeležen (tabela 1). Med 14. 3. in 1. 5. 2026 je bilo zabeleženih pet naključnih opazovanj posameznega osebka in tri naključna opazovanja para, in sicer na V delu Ljubljanskega barja v okolici Ižanske ceste (slika 2). Le dve od teh opazovanj (enkrat osebek in enkrat par) sta bili zabeleženi znotraj gnezditvene sezone (po 1. 4.). Glede na te podatke sklepamo, da je bil na popisnem območju v gnezditvenem obdobju prisoten en par velikih škurhov, vendar ni podatkov o tem, ali je tam dejansko tudi gnezdil. Glede na ta naključna opazovanja je skupno interpretirano število velikih škurhov na SPA Ljubljansko barje v letu 2026 dva osebka oz. en par.

Tabela 1: Rezultati štetja velikega škurha na Ljubljanskem barju v letu 2026. Navedeno je število osebkov, zabeleženih s stojišča na posamezni popisni točki. S poševno črto so označene točke, ki v posameznem popisu niso bile obiskane. *Točka 7c je bila dodana, ker je bil v preteklih letih na tem območju večkrat opazovan par velikih škurhov.

Popisna točka	1. popis	2. popis
1a	0	0
2a	0	0
2b	0	0
3a	0	0
4a	/	/
4b	/	/
5a	0	0
5b	0	0
6a	0	/
6b	0	/
7a	0	/
7b	0	0
7c*	0	0
8a	0	0
8b	0	0
9a	0	0
10a	/	/
10b	/	/
11a	0	0
11b	0	0
12a	/	/
13a	0	/
14a	0	0
14b	0	0
15a	/	/
16a	/	/
16b	/	/
17a	/	/
17b	/	/
18a	/	/
19a	/	/
19b	/	/
SKUPAJ	**0**	**0**



Slika 2: Naključna opazovanja velikega škurha na SPA Ljubljansko barje v letu 2026 (vir: Atlas ptic DOPPS, atlas.ptice.si). Datumi opazovanj posameznega osebka: 20. 3., 22. 3., 25. 3., 29. 3. in 1. 5. 2026; datumi opazovanj para: 14. 3., 21. 3. in 22. 4. 2026.

Tabela 2: Število gnezdečih parov in posamičnih osebkov velikega škurha na SPA Ljubljansko barje v obdobju 2015–2026

	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
št. osebkov skupaj	15	17	10	8	8	7	8	6	3–4	3–4	6[1]	2[2]
št. parov	6	6	3	3	3	3	4	3	1	1–2	0–2	1
št. posamičnih osebkov	3	5	4	2	2	1	0	0	1–2	0–1	2–4	0

[1] opazovani zgolj v prvem popisu
[2] na podlagi naključnih opazovanj izven popisov tega monitoringa

Trend vrste

Veliki škurh je na Ljubljanskem barju v obdobju 2011-2026 doživel **strm upad** (skupni letni multiplikativni trend ± SE znaša 0.8435 ± 0.0331).

Ocena številčnosti vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti velikega škurha **na popisnem območju** (Ljubljansko barje) za obdobje 2024-2026 je 0-2 para.

Številčnost velikega škurha **na SPA,** kjer je vrsta kvalifikacijska v času gnezdenja (Cerkniško jezero, Ljubljansko barje), je za obdobje 2024-2026 predstavljena v tabeli 3. Zadnja gnezditev

vrste na Ljubljanskem barju je bila potrjena v letu 2023, vendar pa sta oba gnezditvena poskusa propadla (Tome & Vrezec 2023).

Tabela 3: Populacijske ocene za velikega škurha na SPA v obdobju 2024–2026 (gnezditvena populacija)

SPA	**Populacijska ocena**	**Vir za oceno**
Cerkniško jezero	1-2 para	Jančar 2024, 2025, T. Jančar *osebno*
Ljubljansko barje	0-2 para	Koce 2024, 2025, Tome & Vrezec 2024, to delo

Velikost gnezditvene populacije velikega škurha **v Sloveniji** za obdobje 2024-2026 je ocenjena na 2-3 pare.

DISKUSIJA

Veliki škurh na Ljubljanskem barju je razmeroma dobro raziskan (Remec 2007, Denac 2015b, 2016b, Vrezec & Čandek 2021, Tome & Vrezec 2022, 2023). Večina doslej najdenih gnezd je bila zgrajena na ekstenzivnih vlažnih travnikih (Remec 2007, Denac 2015b, 2016b, Tome & Vrezec 2023) in odmaknjena od strnjenih sestojev drevja in grmovja (Remec 2007). To mu zagotavlja večjo varnost pred plenilci (Valkama *et al*. 1999). Gnezdo je skrito v visoki vegetaciji na nepokošenem travniku (Valkama *et al.* 1998, Grant *et al.* 1999, Remec 2007, Denac 2015b, 2016b, Tome & Vrezec 2023), prehranjuje pa se tako na travnikih kot njivah (Berg 1994, Grant *et al.* 2000, Boschert 2004, Remec 2007, Tome & Vrezec 2023). Gnezditveni uspeh velikega škurha je praviloma majhen (v tujini propade 64-96% legel; Berg 1992, Grant *et al.* 1999, Valkama *et al*. 1999, Valkama & Currie 1999, Boschert 2004), določen delež parov pa kljub teritorialnosti ne gnezdi (Boschert 2004, Remec 2007). Na Ljubljanskem barju je v letih 2015 in 2016 od šestih najdenih gnezd v vsakem letu uspešno gnezdil le en par, ostala gnezda pa so propadla (Denac 2015b, 2016b). V letu 2023 sta oba gnezditvena poskusa edinega gnezdečega para propadla (Tome & Vrezec 2023). Za vzdrževanje stabilne globalne populacije bi moralo preživeti vsaj 0,68 mladiča/gnezdeči par, povprečno pa je ta številka v Evropi manjša in znaša 0,29-0,58 mladiča/gnezdeči par (Valkama & Currie 1999, Servignat & O'Donoghue 2022, Viana *et al*. 2023). Teritorij posameznega para na Ljubljanskem barju je velik 21-55 ha (povprečno 39 ha; Remec 2007), na Švedskem pa na primer 45,2 ha (Berg 1993). Na podlagi telemetrijskih podatkov z Ljubljanskega barja iz let 2022-2023 je bila velikost domačega okoliša samca v času gnezditve okoli 130 ha (Tome & Vrezec 2023).

Največji vpliv na velikega škurha imata kmetijstvo in plenjenje, pri čemer je obseg vpliva slednjega odvisen od razmerja med njivskimi površinami in travniki (Valkama *et al.* 1998, Kipp & Kipp 2009). Določeni deli areala velikega škurha na Ljubljanskem barju so močno spremenjeni zaradi premene travnikov v njive ali intenzifikacije travnikov. Zaporedna kartiranja habitatnih tipov so jasno pokazala, da površina ekstenzivnih vlažnih travnikov in sorodnih mokrotnih habitatov (npr. visoka steblikovja, visoka šašja, nizka barja) upada, površina njiv pa se povečuje (Erjavec *et al*. 2009, Trčak *et al*. 2010, Trčak & Erjavec 2014). Znano je, da je gnezditveni uspeh velikega škurha na območjih z veliko njivami prenizek za dolgoročno vzdrževanje populacije (Berg 1992 & 1994), kar je predvsem posledica visoke stopnje plenjenja v intenzivni kmetijski krajini (Valkama *et al.* 1998, Kipp & Kipp 2009). Za velikega škurha je zlasti zaskrbljujoče izginjanje travnikov z modro stožko (Natura 2000 habitatni tip s kodo 6410), ki imajo razmeroma redko in nizko vegetacijo, kakršna mu najbolj ustreza (Trontelj 1994, Remec 2007, Tome & Vrezec 2023, Jančar 2025). V okolici Črne vasi je med letoma 1999 in 2009 izginila več kot polovica travnikov s HT 6410 in okoli 40% travnikov

s HT 6510 (nižinski ekstenzivno gojeni travniki; tudi na teh veliki škurhi gnezdijo in se prehranjujejo, Denac 2015b, 2016b). Od slednjih jih je bilo 58 ha spremenjenih v njive, 94,4 ha intenziviranih in 9,5 ha spremenjenih v pašnike (Erjavec *et al*. 2009). Pri kartiranju okoli 25 km^2 velike negozdne površine znotraj prve varstvene cone Krajinskega parka Ljubljansko barje v letu 2010 je bil v primerjavi z obdobjem 1999–2003 ugotovljen porast njivskih površin. Kar 29% novih njiv je nastalo iz ekstenzivnih travnikov. Na kartiranem območju je izginila polovica travnikov s HT 6510; 18 % jih je bilo spremenjenih v njive, 11% pa v intenzivne travnike (Trčak *et al*. 2010). Na ploskvah, ki so bile kartirane v letu 2014, se je površina travnikov s HT 6410 zmanjšala za kar 90 % v primerjavi z obdobjem 1999–2003, tretjina jih je bila spremenjena v intenzivne kmetijske površine (Trčak & Erjavec 2014). Knez (2024) je v svoji raziskavi ugotovil, da se je površina ekstenzivnih, oligotrofnih mokrotnih travnikov (v grobem gre za modro stožkovje) na treh za velikega škurha pomembnih predelih (Bevke, SV od Iga, S od NRIM) med letoma 1999 in 2024 v posameznem 1 x 1 km velikem popisnem kvadratu zmanjšala za 64-100 %. Premeno travnikov v njive je na Ljubljanskem barju na podlagi podatkov popisov pokošenosti ovrednotil tudi Jančar (2018). Ugotovil je, da je bilo na 5.559 ha velikem popisnem območju (44,9 % SPA Ljubljansko barje) v obdobju 2014–2017 v njive preoranih vsaj 119,9 ha travnikov.

Na intenzivnih travnikih je velik problem za gnezdeče škurhe zgodnja košnja. V letu 2015 je gnezdo pri Iški Loki propadlo zaradi košnje, ki je bila opravljena že 11. maja (Denac 2015b). Po izvalitvi mladičev postanejo zanje pomembne tudi pokošene površine - podatki telemetrije kažejo, da se starši z mladiči več časa zadržujejo na pokošenih kot nepokošenih površinah. Na slednjih imajo sicer na voljo več hrane, vendar pa se po njih sploh mladiči težje premikajo zaradi goste in visoke vegetacije na večini travnikov. Vrsti bi verjetno koristila mozaična košnja (Tome & Vrezec 2023).

Za mladiče škurhov so lahko zaradi utopitve problematični globoki, sveže očiščeni melioracijski jarki (Hönisch *et al*. 2008). Pri nas podatkov o tem za velikega škurha nimamo, smo pa v letu 2025 v jarkih na Ljubljanskem barju našli več utopljenih mladičev in samico pribe (Denac 2025).

Plenjenje je ponekod v Evropi odgovorno za večji del propadlih gnezd (Valkama & Currie 1999, Ewing *et al.* 2023) in je zlasti obsežno na območjih s prevladujočimi njivami (Valkama *et al.* 1998, Kipp & Kipp 2009). Glede na tuje raziskave so plenilci v glavnem sesalci (lisica, hermelin, jazbec), ptice pa redkeje (Valkama & Currie 1999, Boschert 2004, Engl *et al.* 2004, Fisher & Walker 2015, Obłoza *et al*. 2025). Plenilske vrste v Sloveniji še niso raziskane; za gnezdo na Ljubljanskem barju, ki je propadlo v 2023, sta Tome & Vrezec (2023) glede na sledove na jajčnih lupinah ocenila, da ga je uplenila ptica. Za plenjenje so najbolj občutljiva gnezda z jajci ter mladiči do starosti približno 14 dni (Ottens *et al*. 2024). Kot najuspešnejša metoda varovanja gnezd pred plenilci se je izkazalo varovanje z električnimi ograjami (Malpas *et al*. 2013, Servignat & O'Donoghue 2022, Ottens *et al*. 2024, Fisher 2025).

Na Ljubljanskem barju velikega škurha ogrožajo tudi rekreativne dejavnosti na travnikih ter nabiralništvo, na primer nabiranje regrata in baldrijanovih korenin, sprehajanje psov, kinološki treningi, balonarstvo in letalsko modelarstvo. Zaradi takšnih antropogenih motenj odrasla ptica začasno zapusti gnezdo in s tem izpostavi jajca mrazu ter plenilcem (Remec 2007). V letu 2015 smo na gnezdišču velikega škurha zabeležili vožnjo z gorskim kolesom, v letu 2016 pa kajtanje (Denac 2015b, 2016b).

Na gnezditveni uspeh lahko negativno vplivajo tudi vremenske razmere, na primer pozno sneženje ali poplave, zaradi katerih se jajca podhladijo oziroma propadejo (Denac 2016b). Podnebne spremembe bodo na velikega škurha predvidoma vplivale negativno zaradi krčenja njegovega gnezditvenega habitata (Renwick *et al*. 2012, Franks *et al*. 2017).

Nevarni so tudi trki z električnimi vodniki na gnezdišču, selitveni poti ali prezimovališču. Zaradi tovrstnega trka je v letu 2022 v Maroku poginil eden od dveh z oddajnikom opremljenih velikih škurhov z Ljubljanskega barja (Tome & Vrezec 2023).
Na Ljubljanskem barju v letu 2026 prvič v zgodovini popisov v okviru monitoringa SPA na popisnem območju ni bil zabeležen noben osebek velikega škurha. Ne glede na to so v spletnem Atlasu ptic (DOPPS 2026) iz obdobja med 1. 3. in 1. 5. 2026 sicer dostopni podatki o petih opazovanjih posamičnih osebkov in treh opazovanjih para, vsi na V delu Barja (DOPPS, neobjavljeni podatki). Gnezditveni status vrste na Ljubljanskem barju v letošnjem letu je kljub tem opazovanjem nejasen, saj prisotnost teritorialnega para še ne pomeni tudi gnezdenja (Tome & Vrezec 2023). Rezultati popisov zadnjih let kažejo na to, da je populacija v zadnjih stadijih procesa izumiranja oziroma je funkcionalno že izumrla. O verjetnih razlogih za upad populacije na Ljubljanskem barju, ki so privedli do (skorajšnjega) izumrtja, ter o predlaganih ukrepih za izboljšanje stanja smo podrobno razpravljali v prejšnjih poročilih monitoringa SPA (npr. Denac 2015a, 2016a, Koce 2024) in v poročilih iskanja gnezdišč za Javni zavod Krajinski park Ljubljansko barje (npr. Denac 2015b, 2016b). Kot najpomembnejši varstveni ukrep za velikega škurha na Ljubljanskem barju je bilo predlagano znatno povečanje površine ekstenzivnih, pozno košenih travnikov, poleg tega pa zagotavljanje miru na gnezdiščih v obdobju gnezditve ter zaščita gnezd pred plenjenjem. Predlagani varstveni ukrepi doslej niso bili uresničeni, ob takšnem stanju populacije pa tudi ne bi bili več zadostni. Kot je bilo omenjeno že v preteklih poročilih, bi bilo za ponovno vzpostavitev viabilne populacije velikega škurha na Ljubljanskem barju treba preučiti tudi možnosti za krepitev populacije z načrtnim doseljevanjem osebkov. Tovrstne projekte z namenom krepitve ogrožene nacionalne populacije velikega škurha že izvajajo v petih evropskih državah - Veliki Britaniji, Nemčiji, Belgiji, na Poljskem in Irskem. Naravovarstveniki iz gnezd v naravi poberejo del ali vsa jajca in mladiče gojijo v ujetništvu do poletanja, potem jih vrnejo v naravo. S tem povečajo njihovo možnost preživetja in posledično verjetnost gnezditve v nadaljnjih letih (GWCT 2022, BIRDGUIDES 2022, BIRDGUIDES 2023a, 2023b, Servignat & O'Donoghue 2022, Obłoza *et al*. 2025, Ewing *et al*. 2025). Poudariti pa je treba, da doseljevanje osebkov brez predhodnega izboljšanja habitata vrste ni smiselno.

V tabeli 4 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na velikega škurha, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
plenjenje jajc in mladičev	zelo pomemben (-)	Berg 1992, BirdLife International 2017, Boschert 2004, Denac 2015b, Engl *et al.* 2004, Ewing *et al.* 2023, Fisher & Walker 2015, Franks 2017, Grant *et al.* 1999, Hönisch *et al*. 2008, Kipp & Kipp 2009, Obłoza *et al*. 2025, Ottens *et al*. 2024, Tome & Vrezec 2023, Valkama & Currie 1999, Valkama *et al*. 1998, 1999, Viana *et al.* 2023
propad gnezd zaradi košnje	zelo pomemben (-)	BirdLife International 2017, Busche 2011, Denac 2015b, Kipp & Kipp 2009, Leprince *et al*. 2022,

		Valkama & Currie 1999, Valkama *et al.* 1999, Viana *et al*. 2023
izguba in fragmentacija gnezditvenega habitata (preoravanje, izsuševanje, gnojenje in dosejevanje travnikov; pogozdovanje, ceste)	zelo pomemben (-)	BirdLife International 2017, Boschert 2005, Busche 2011, Denac 2012, 2015b, 2016b, Franks 2017, Jančar 2024, 2025, Kipp & Kipp 2009, Remec 2007, Tome & Vrezec 2023
ekstremni vremenski pojavi (pozen sneg, obilen dež s poplavami)	pomemben (-)	Denac 2016b, Jančar 2024
staranje populacije in nizka rodnost, izoliranost populacije	pomemben (-)	Busche 2011
motnje na gnezdiščih (odsotnost samice z gnezda), npr. letalsko modelarstvo, spuščeni psi, kolesarjenje, kajtanje, kinološki treningi, balonarstvo, nabiralništvo	pomemben (-)	BirdLife International 2017, Boschert 2004, Remec 2007, Denac 2015b, 2016b
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati, BK.2 Travišči habitati metuljev, BK.4 Mokrotni travišči habitati	pomemben (-)	V ukrepu BK.1 (HAB) je prva košnja na Ljubljanskem barju možna že od 10. 6., v okviru ukrepa BK.2 (MET) pa pred 15. 6. Oba datuma sta prezgodnja, da bi lahko mladiči velikih škurhov lahko uspešno poleteli. Sloj za ukrep BK.4 (HABM) zaenkrat ne obsega območij pojavljanja velikega škurha v času gnezditve. V primeru, da bi se sloj v prihodnosti širil tudi na slednja, je treba poudariti, da je ukrep za velikega škurha neprimeren, saj je prva košnja dovoljena od 30. 6. Takrat imajo škurhi mladiče, ki še niso sposobni letenja (npr. Tome & Vrezec (2023) poročata o mladičih, ki so bili 1.7.2023 operjeni, a še niso leteli).
propad gnezd zaradi obdelovanja njivskih površin	pomemben (-)	Berg 1992, BirdLife International 2017, Valkama & Currie 1999, Valkama *et al*. 1999 V Sloveniji vrsta ne gnezdi na njivah, zato pri nas ta dejavnik ni relevanten.
motnje na prezimovališčih	pomemben (-)	BirdLife International 2017 V Sloveniji ta dejavnik ni relevanten.
izguba habitata na prezimovališčih	pomemben (-)	BirdLife International 2017 V Sloveniji ta dejavnik ni relevanten.
izguba gnezditvenega habitata zaradi zaraščanja	lokalno pomemben (-)	BirdLife International 2017, Jančar 2024
propad gnezd zaradi teptanja živine	manj pomemben (-)	Grant *et al*. 1999

		V Sloveniji nimamo podatkov o gnezdenju vrste na pašnikih, zato pri nas ta dejavnik ni relevanten.
smrtnost mladičev zaradi utopitve v melioracijskih jarkih	manj pomemben (-)	Hönisch *et al*. 2008 Na Ljubljanskem barju smo zaenkrat dokumentirali le utapljanje mladičev in odraslih prib v melioracijskih jarkih (Denac 2025), ne pa tudi mladičev velikega škurha, pri čemer je treba poudariti, da se jarkov ne pregleduje načrtno in so zato primeri utopitev lahko povsem spregledani.
energetska infrastruktura (vetrne elektrarne, daljnovodi)	(manj) pomemben (-)	Schwemmer *et al*. 2023, Tome & Vrezec 2023 Izgradnja VE v Sloveniji za velikega škurha zaenkrat ni relevanten dejavnik, saj ne poteka na območjih, kjer vrsta gnezdi. Zaradi trka z žicami daljnovoda je v Maroku poginil eden od samcev z Ljubljanskega barja.
lov in krivolov	manj pomemben (-)	BirdLife International 2017, Jiguet *et al*. 2023 Primeri krivolova so znani npr. iz Francije. V Sloveniji je vrsta zavarovana in je ni dovoljeno loviti.
podnebne spremembe (višje temperature in manj padavin)	potencialno pomemben (-)	Franks *et al.* 2017, Renwick *et al*. 2012
vpliv kmetijskih praks na razpoložljivost hrane	pomemben (-/+)	Berg 1993, Boschert 2004, Leprince 2022
KOPOP BK.5 Ohranjanje mokrišč in barij	pomemben (+/-)	Sloj za ukrep BK.5 (MOBA) je trenutno zarisan le na Cerkniškem jezeru in pokriva del območja gnezditvene razširjenosti velikega škurha. V letih brez košnje je ukrep za škurha primeren, saj mu omogoča vzrejo mladičev. V letih s košnjo pa je lahko problematičen, saj datum prve košnje ni predpisan in lahko pri prezgodnji prvi košnji pride do uničenja legla oziroma mladičev.
ohranjanje ekstenzivnih travišč, npr. preko KOPOP BK.3 Steljniki, BK.14 Habitati ptic vlažnih ekstenzivnih travnikov; IRP23 Habitatni tipi in vrste na območjih Natura 2000 (HTV_N2000) - HTV.1	zelo pomemben (+)	Vpliv teh ukrepov na vrsto ni bil ovrednoten, vendar lahko o pomenu pozno košenih ekstenzivnih vlažnih travnikov sklepamo glede na več slovenskih in tujih virov (Trontelj 1994, Vukelič 2005, Remec 2007, Denac 2015b, 2016b, Jančar 2024, 2025, Franks *et al.* 2017, Valkama *et al*. 1998). Leta 2016 je par velikih škurhov v Bevkah uspešno gnezdil

		na travniku, vpisanem v VTR (Denac 2016b).
strukturna primernost travišč	zelo pomemben (+)	Boschert 2004
varovanje gnezd z (elektro) ograjami	zelo pomemben (+)	Servignat & O'Donoghue 2022, Ottens *et al*. 2024, Fisher 2025 Ponekod z (elektro) ograjami ogradijo večje površine (15-20 ha), ponekod pa le neposredno okolico gnezda (15-25 m polmer okoli gnezda; NABU 2017, Fisher 2025).
puščanje nepokošenih pasov na travnikih	pomemben (+)	Ottens *et al*. 2024 Nepokošeni pasovi so predvsem pomembno skrivališče za mladiče. Za prehranjevanje so kljub zadostni količini hrane manj pomembni, saj se v njih mladiči težje gibljejo.
KOPOP BK.11 Obvladovanje invazivnih tujerodnih rastlinskih vrst	pomemben (+)	Ukrep je pomemben predvsem na Ljubljanskem barju, saj je na Cerkniškem jezeru zaradi rednih poplav manj invazivk. Naravni rezervat Iški morost je pomembno prehranjevališče za velike škurhe, vendar je bil njegov S del zaradi dlje časa trajajoče pozne košnje za kosca (ukrep VTR) močno prerasel z zlato rozgo. Prekrivala je kar 70 % površine travnikov, zaradi česar je bil ta del rezervata neprimeren za prehranjevanje škurhov. Stanje smo sanirali v projektu PoLjuba.
doseljevanje osebkov	potencialno pomemben (+)	GWCT 2022
izključevanje plenilcev	potencialno pomemben (+)	Franks *et al*. 2017
vzreja mladičev v ujetništvu in nato spuščanje v naravo	potencialno pomemben (+)	Servignat & O'Donoghue 2022, Obłoza *et al*. 2025, Ewing *et al*. 2025

VIRI

Berg Å. (1992): Factors affecting nest-site choice and reproductive success of Curlews *Numenius arquata* on farmland. Ibis 134 (1): 44-51.

Berg Å. (1993): Food resources and foraging success of Curlews *Numenius arquata* in different farmland habitats. Ornis Fennica 70: 22-31.

Berg Å. (1994): Maintenance of populations and causes of population changes in curlews *Numenius arquata* breeding on farmland. Biological Conservation 67 (3): 233-238.

BIRDGUIDES (2022): Headstarted curlews released in Sussex. 28.7.2022. https://www.birdguides.com/news/headstarted-curlews-released-in-sussex/. Stran obiskana 27.9.2023

BIRDGUIDES (2023a): Headstarted curlews to be released in Kent. 12.7.2023. https://www.birdguides.com/news/headstarted-curlews-to-be-released-in-kent/. Stran obiskana 27.9.2023

BIRDGUIDES (2023b): Curlews released on Dartmoor. 11.9.2023. https://www.birdguides.com/news/curlews-released-on-dartmoor/. Stran obiskana 14.9.2024

BirdLife International (2017): Species factsheet: Eurasian Curlew *Numenius arquata*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/eurasian-curlew-numenius-arquata Stran obiskana 27. 9. 2026

Boschert M. (2004): Der Große Brachvogel (*Numenius arquata* [Linnaeus 1758]) am badischen Oberrhein – Wissenschaftliche Grundlagen für einen umfassenden und nachhaltigen Schutz. Dissertation, Universität Tübingen.

Busche G. (2011): Brutbestandstrends vom Großen Brachvogel (*Numenius arquata*) und anderen Wiesenlimikolen: starke Rückgänge auf Grünland im Westen Schleswig-Holsteins von 1968 bis 2005. Vogelwarte 49: 1-8.

Denac K. (2012): Velikost in razširjenost populacije velikega škurha *Numenius arquata* na Ljubljanskem barju v letih 2011 in 2012. Acrocephalus 34 (156/157): 33-41.

Denac K. (2015a): Veliki škurh *Numenius arquata*. Str. 133-149. V: Denac, K., T. Mihelič, P. Kmecl, D. Denac, D. Bordjan, J. Figelj, L. Božič & T. Jančar: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2015. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2015b): Identifikacija lokacij gnezdišč velikega škurha *Numenius arquata* na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje v letu 2015. Naročnik: Javni zavod Krajinski park Ljubljansko barje. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2016a): Veliki škurh *Numenius arquata*. Str. 122-136. V: Denac, K., P. Kmecl, T. Mihelič, L. Božič, T. Jančar, D. Denac, D. Bordjan & J. Figelj: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2016b): Identifikacija lokacij gnezdišč velikega škurha *Numenius arquata* na območju Krajinskega parka Ljubljansko barje v letu 2016. Naročnik: Javni zavod Krajinski park Ljubljansko barje. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2025): Vzpostavitev evidence Priba gnezda za leto 2025 v okviru izvajanja sheme za podnebje in okolje INP08.09 Varstvo gnezd pribe. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

DOPPS (2026): Novi ornitološki atlas gnezdilk Slovenije - internetna baza podatkov. DOPPS, Ljubljana [http://atlas.ptice.si/atlas].

Engl M., Leibl F., Moser K. (2004): Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Reproduktionserfolg des Großen Brachvogels *Numenius arquata* im Mettenbacher und Grießenbacher Moos, Landkreis Landshut. Ornithologischer Anzeiger 43: 217-235.

Erjavec D., Govedič M., Grobelnik V., Jakopič M., Trčak B. (2009): Monitoring zavarovanih negozdnih habitatnih tipov v Mestni občini Ljubljana. Končno poročilo. Naročnik: Mestna občina Ljubljana. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju.

Ewing H., Franks S., Smart J., Burton N., Gill, J.A. (2023): Nest survival of threatened Eurasian Curlew (*Numenius arquata*) breeding at low densities across a human-modified landscape. Ibis 165: 753-766.

Ewing H. Bowgen K.M., Burton N.H.K., Saunders R., Perkins A., Gajko A., O'Donoghue B., Kala B., Kerperin C., Kelley C., Heward C.J., Krupiński D., Nijs G., Weber H., Düttmann H., Kruckenberg H., Deiting J., Thiess L., Szajda M., Maluśkiewicz M., Boschert M., Obłoza P., Tüllinghoff R., Kelly S.B.A., Grigg T., Franks S.E. (2025): A review of Curlew headstarting projects in Europe. Wader Study 132 (1): 37-85.

Fisher R. (2025): Breeding Curlew (Crottag; *Numenius arquata*) in the Isle of Man - report for 2025. Farmland Birds Recovery Group.

Fisher G., Walker M. (2015): Habitat restoration for Curlew *Numenius arquata* at the Lake Vyrnwy reserve, Wales. Conservation Evidence 12: 48-52.

Franks S.E., Douglas D.J.T., Gillings S., Pearce-Higgins J.W. (2017): Environmental correlates of breeding abundance and population change of Eurasian Curlew *Numenius arquata* in Britain. Bird Study 64: 289–301.

Grant M.C., Orsman C., Easton J., Lodge C., Smith M., Thompson G., Rodwell S., Moore N. (1999): Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. Journal of Applied Ecology 36: 59-74.

Grant M.C., Lodge C., Moore N., Easton J., Orsman C., Smith M. (2000): Estimating the abundance and hatching success of breeding Curlew *Numenius arquata* using survey data. Bird Study 47: 41-51.

GWCT (2022): New project gives South Downs curlew a much-needed head start. 9.5.2022. https://www.gwct.org.uk/blogs/news/2022/may/new-project-gives-south-downs-curlew-a-much-needed-head-start/. Stran obiskana: 27.9.2023

Hönisch B., Artmeyer C., Melter J., Tüllinghoff R. (2008): Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. Vogelwarte 46: 39-48.

Jančar T. (2018): Popis pokošenosti na Ljubljanskem barju 2017 – popis rabe kmetijskih zemljišč s poudarkom na datumu košnje, verzija 2.0. Poročilo. DOPPS, Ljubljana.

Jančar T. (2024): Gnezdeča populacija velikega škurha *Numenius arquata* na Cerkniškem jezeru 2023 in 2024. Notranjski regijski park, Cerknica. 26 str.

Jančar T. (2025): Velikemu škurhu tudi na Cerkniškem jezeru ne gre dobro. Svet ptic 31 (4): 44-45.

Jiguet F., Bocher P., Bourgeois A., Chaigne A., Chartier A., Düttmann H., Duvivier C., Fartmann T., Francesiaz C., Joyeux E., Kämpfer S., Nijs G., Rousseau P., Schmidt J., Spanoghe G., Weber H., Kruckenberg H. (2023): Multi-sensor data loggers identify the location and timing in four poaching cases of the endangered Eurasian Curlew *Numenius arquata*. Forensic Science International: Animals and Environments 4:100069.

Kipp C., Kipp M. (2009): Zur Bestandsentwicklung des Großen Brachvogels *Numenius arquata* in der »Wüste« bei Schwege. Charadrius 45 (1): 27-32.

Knez D. (2024): Populacijski trend treh travniških vrst ptic na Ljubljanskem barju: primerjava podatkov o velikosti populacij pred petindvajsetimi leti in danes. Magistrsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.

Koce U. (2024): Veliki škurh *Numenius arquata*. Str. 127-133. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Koce U. (2025): Veliki škurh *Numenius arquata*. Str. 124-129. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Malpas L.R., Kennerley R.J., Hirons G.J.M., Sheldon R.D., Ausden M., Gilbert J.C., Smart J. (2013): The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. Journal for Nature Conservation 21 (1): 37-47.

Leprince R., Debenest E., Lartigau C., Turpaud-Fizzala V., Poirel C., Lachaussée N., Donnez M., Bocher P. (2022): Influence of habitat quality and diversity on two populations of Eurasian curlew (*Numenius arquata*) with contrasting dynamics in Western France. Ornis Fennica 99: 132–149.

NABU (2017): Manual - How to protect Curlew nests from ground predators by an electrical fence. NABU, Bergenhusen.

Obłoza P., Krupiński D., Korniluk M., Siekiera J., Jiguet F., Kasprzykowski Z. (2025): Early post-release survival and predation in headstarted Eurasian Curlews *Numenius arquata*. Global Ecology and Conservation 64: e03922.

Ottens H.J., Grift van de T., Loof A., Boers A. (2024): Broedende wulpen in Drenthe in 2024 - Jaaroverzicht en evaluatie experiment aangepast maaibeheer ten behoeve van vergroting overlevingskansen kuikens in 2024. GKA-Rapport 2024-12. Grauwe Kiekendief - Kenniscentrum Akkervogels, Zuidlaren.

Remec I.Ž. (2007): Gnezditvena ekologija velikega škurha (*Numenius arquata*) na Ljubljanskem barju. Diplomsko delo. Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo. 51 str.

Renwick A.R., Massimino D., Newson S.E., Chamberlain D.E., Pearce-Higgins J.W., Johnston A. (2012): Modelling changes in species' abundance in response to projected climate change. Diversity and Distributions 18: 121-132.

Schwemmer P., Mercker M., Haecker K., Kruckenberg H., Kämpfer S., Bocher P., Fort J., Jiguet F., Franks S., Elts J., Marja R., Piha M., Rousseau P., Pederson R., Düttmann H., Fartmann T., Garthe S. (2023): Behavioral responses to offshore windfarms during migration of a declining shorebird species revealed by GPS-telemetry. Journal of Environmental Management 342: 118131.

Servignat H., O'Donoghue B.G. (2022): Curlew Conservation Programme Annual Report 2022. National Parks & Wildlife Service.

Tome D., Vrezec A. (2023): Poročilo o daljinskem sledenju velikemu škurhu (*Numenius arquata*) z Ljubljanskega barja. Naročnik: Javni zavod Krajinski park Ljubljansko barje. Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana.

Tome D., Vrezec A. (2024): Veliki škurh (*Numenius arquata*) na Ljubljanskem barju v letu 2024. Naročnik: Javni zavod Krajinski park Ljubljansko barje. Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana.

Trčak B., Erjavec D. (2014): Kartiranje in naravovarstveno vrednotenje habitatnih tipov v Krajinskem parku Ljubljansko barje – izbrana območja. Končno poročilo. Naročnik: Krajinski park Ljubljansko barje. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju.

Trčak B., Erjavec D., Govedič M., Grobelnik V. (2010): Kartiranje in naravovarstveno vrednotenje habitatnih tipov izbranih območij v Krajinskem parku Ljubljansko barje. Končno poročilo. Naročnik: Mestna občina Ljubljana, Ljubljana. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju. 77 str.

Trontelj P. (1994): Ptice kot indikator ekološkega pomena Ljubljanskega barja (Slovenija). Scopolia 32: 1-61.

Valkama J., Currie D. (1999): Low productivity of Curlews *Numenius arquata* on farmland in southern Finland: causes and consequences. Ornis Fennica 76: 65-70.

Valkama J., Robertson P., Currie D. (1998): Habitat selection by breeding curlews (*Numenius arquata*) on farmland: the importance of grasslands. Annales Zoologici Fennici 35: 141-148.

Valkama J., Currie D., Korpimäki E. (1999): Differences in the intensity of nest predation in the curlew *Numenius arquata*: a consequence of land use and predator densities? Ecoscience 6 (4): 497-504.

Viana D.S., Santoro S., Soriguer R.C., Figuerola J. (2023): A synthesis of Eurasian Curlew (*Numenius arquata arquata*) demography and population viability to inform its management. Ibis 165 (3): 767–780.

Vrezec A., Čandek K. (2021): Genetska analiza populacije velikega škurha (*Numenius arquata*) na Ljubljanskem barju. Poročilo. Naročnik: Javni zavod Krajinski park Ljubljansko barje. Nacionalni inštitut za biologijo, Ljubljana.

Vukelič E. (2005): Vpliv načinov gospodarjenja s travišči na ptice gnezdilke Ljubljanskega barja. Diplomsko delo, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo. 55 str.

VELIKI SKOVIK *Otus scops*

POVZETEK

Na širšem območju Krasa smo v letu 2026 popisali 187 velikih skovikov (177 samcev, 10 samic), na Ljubljanskem barju pa 211 velikih skovikov (197 samcev in 14 samic). Program TRIM je trend velikega skovika na Krasu za obdobje 2006-2026 opredelil kot zmeren upad, vendar pa je videti, da populacija počasi okreva. Trend vrste na Ljubljanskem barju je za obdobje 2004-2026 strm porast; vzroki niso znani.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis teritorialnih osebkov je bil opravljen v skladu s predpisano metodo.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popis smo opravili v predvidenem obdobju (15. 5. – 15. 6.), izjema je del transekta 3 na Ljubljanskem barju, ki je bil popisan 16. 6. 2026, kar pa na rezultate po našem mnenju ni vplivalo.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popisi so bili opravljeni v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV 2026:

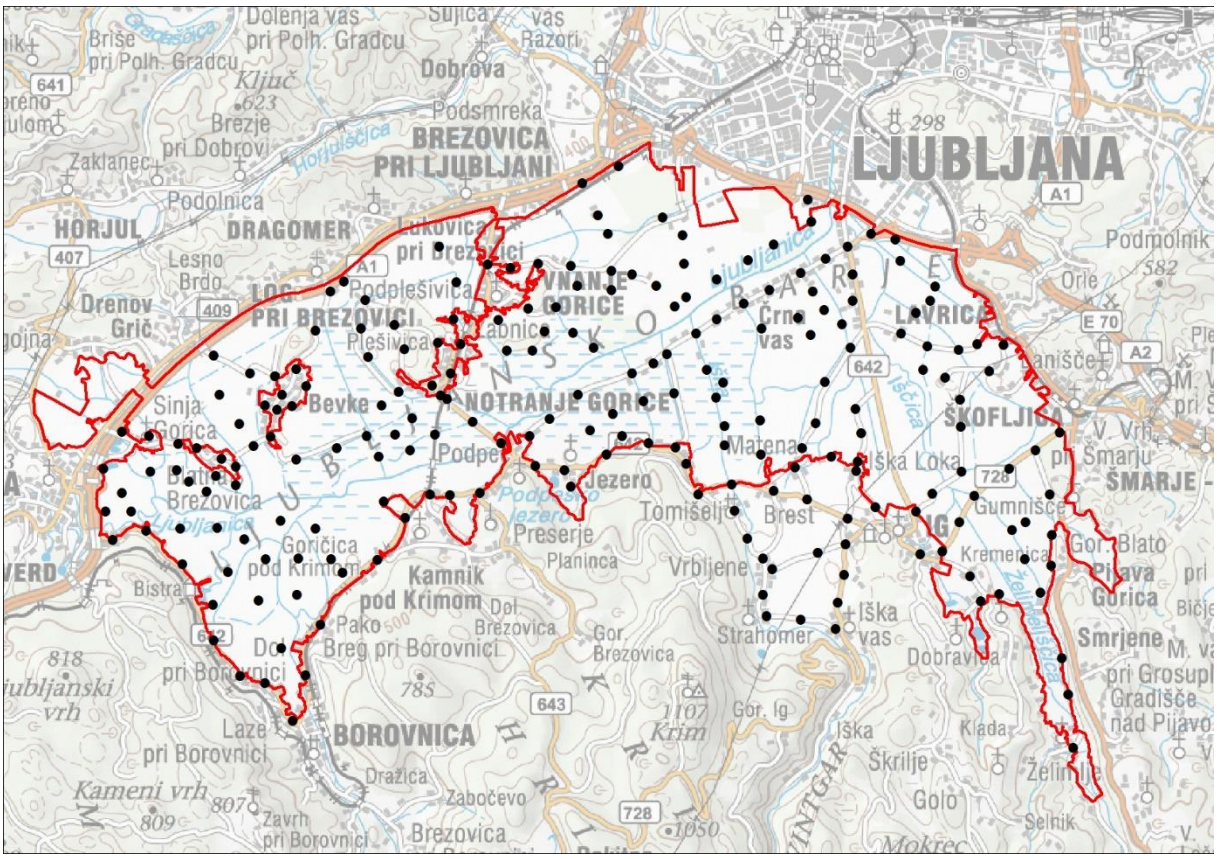
27 / 27

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI 2026:

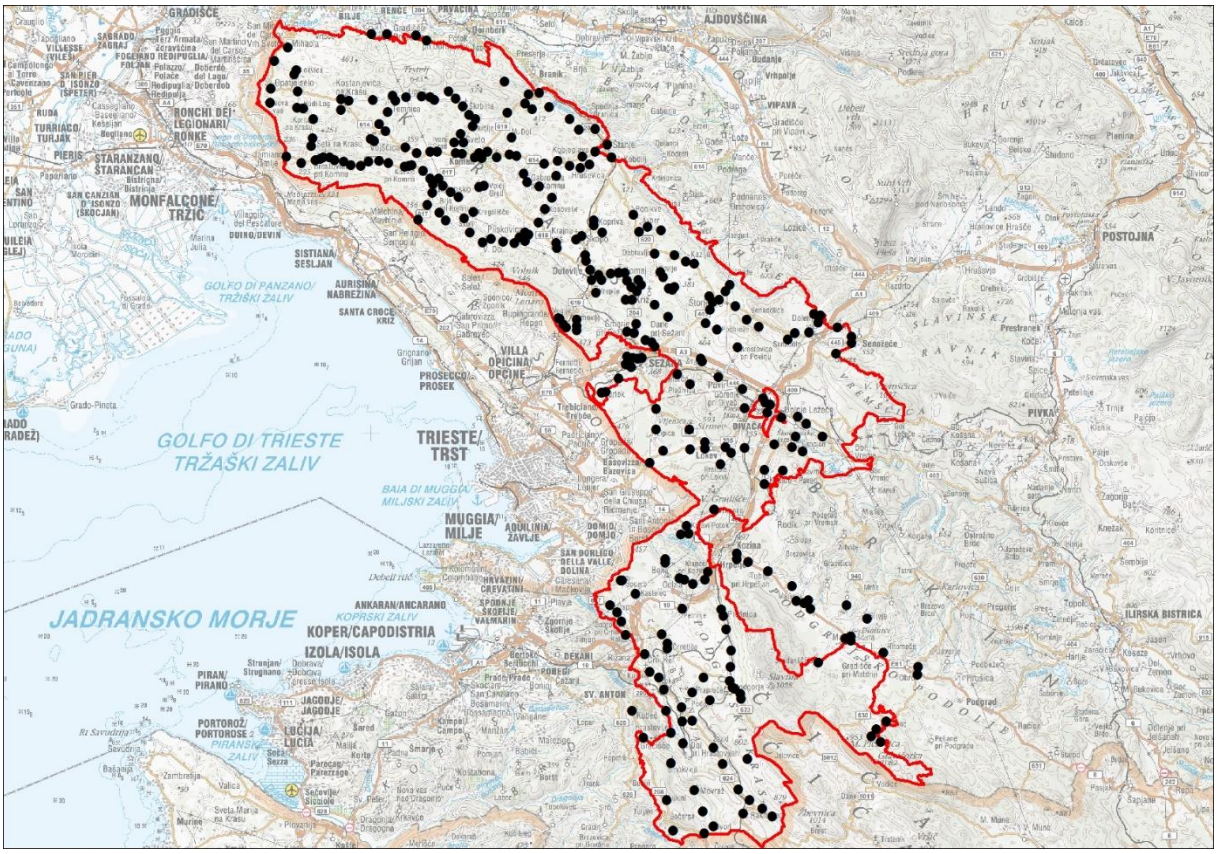
30 / 32

POPISNO OBMOČJE 2026:

V gnezditveni sezoni 2026 smo velikega skovika popisali na Krasu (322 popisnih točk) in Ljubljanskem barju (225 popisnih točk) (sliki 1 in 2).



Slika 1: Popisane točke za velikega skovika na Ljubljanskem barju v letu 2026



Slika 2: Popisane točke za velikega skovika na Krasu v letu 2026

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Na Krasu smo v letu 2026 na popisnih ploskvah prešteli 161 velikih skovikov - 151 samcev in 10 samic. Poleg tega smo 26 samcev popisali izven popisnih ploskev. Skupno število popisanih osebkov na širšem območju Krasa je bilo torej 187 (151 + 26 = 177 samcev, 10 samic). Na Ljubljanskem barju smo v letu 2026 zabeležili 211 osebkov, od tega 197 samcev in 14 samic (tabela 1).

Tabela 1: Število preštetih samcev in samic velikega skovika na posameznih popisnih enotah na Krasu in Ljubljanskem barju v letu 2026

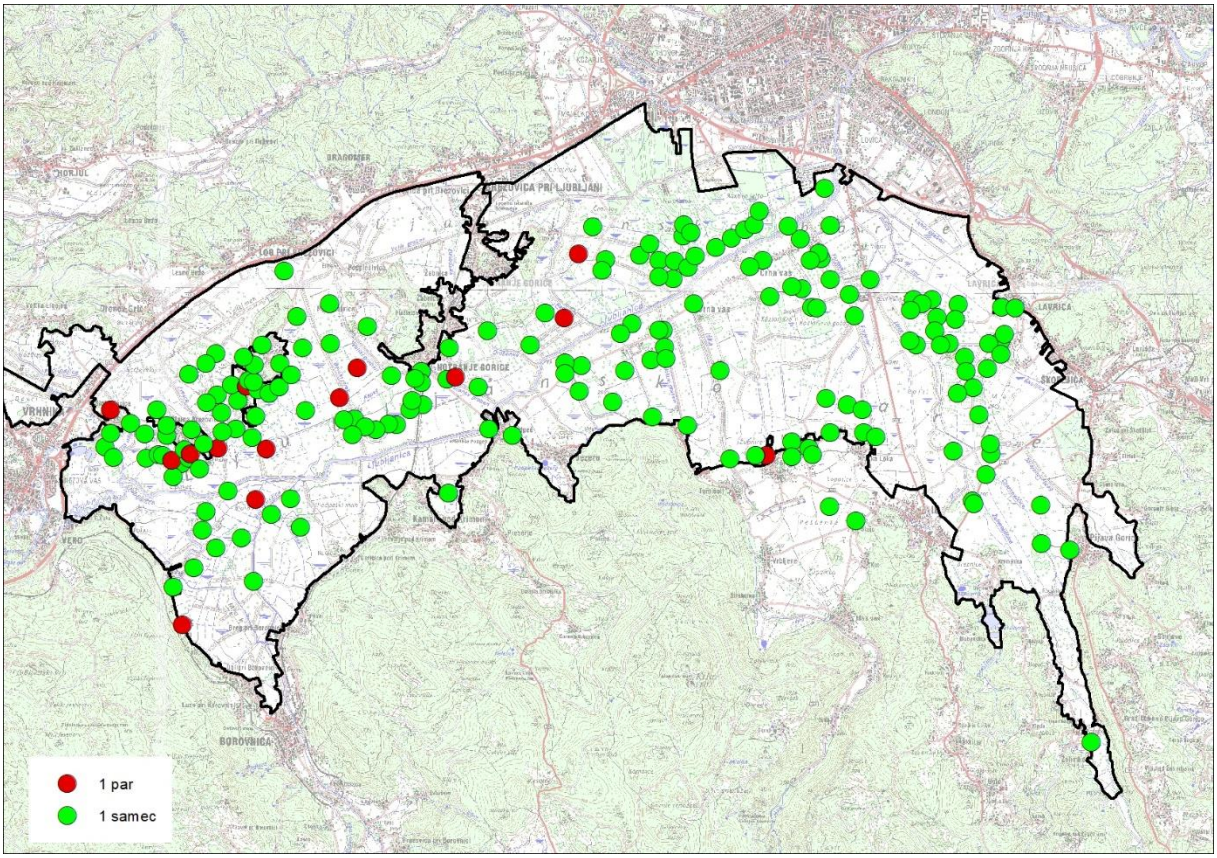
Območje	Popisna enota	Število samcev	Število samic
Kras	1	7	0
	2	8	0
	3	2	0
	4	3	0
	5	2	1
	6	6	0
	7	2	0
	8	12	5
	9	30	0
	10	7	0
	11	2	0
	12	9	2
	13	11	0
	14	1	1
	15	20	0
	16	6	1
	17	7	0
	18	16	0
SKUPAJ		**151**	**10**
Ljubljansko barje	1	13	2
	2	53	7
	3	14	3
	4	27	1
	5	14	1
	6	7	0
	7	27	0
	8	21	0
	9	21	0
SKUPAJ		**197**	**14**

Primerjava številčnosti klicočih samcev na posamezni popisni enoti na Krasu in Ljubljanskem barju v obdobju 2004-2026 je podana v tabeli 2 (podatki za leti 2006 in 2008 so v tabeli 2 korigirani, glej Denac 2014b). Razširjenost klicočih samcev in parov na posameznem SPA je predstavljena na slikah 3 in 4, njihove lokacije pa oddajamo tudi v ločenih shp datotekah.

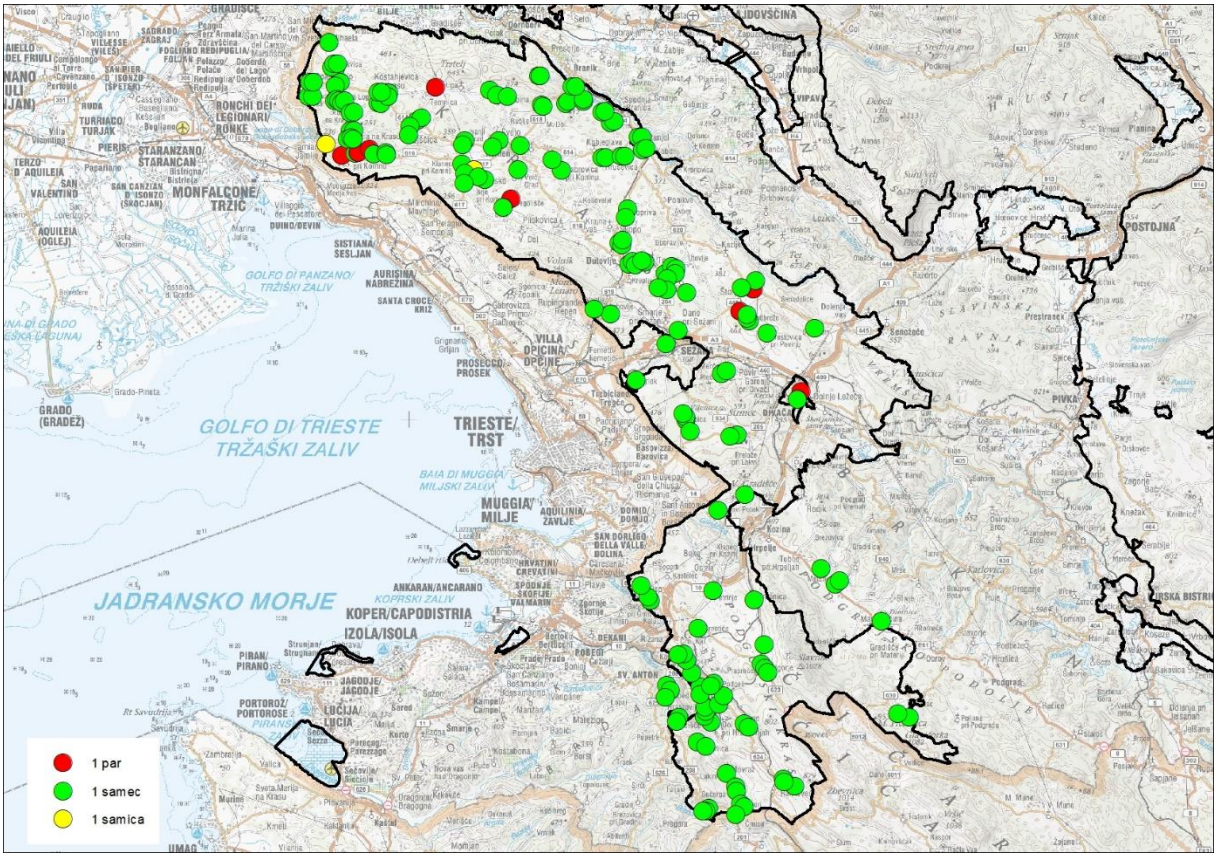
Tabela 2: Število preštetih samcev velikega skovika na posameznih popisnih enotah na Krasu in Ljubljanskem barju v obdobju 2004-2026 (/ = ni podatka, saj popis na ploskvi v tem letu ni bil izveden). V letih 2005, 2007, 2009, 2011, 2013, 2015, 2017, 2019, 2021, 2023 in 2025 popis ni bil izveden na nobenem od teh dveh območij.

Območje	**Popisna enota**	**2004**	**2006**	**2008**	**2010**	**2012**	**2014**	**2016**	**2018**	**2020**	**2022**	**2024**	**2026**
Ljubljansko barje	1	2	/	0	2	0	8	1	3	12	13	18	13
	2	7	/	10	18	10	12	26	10	19	25	29	53
	3	4	/	4	1	5	1	4	1	10	4	4	14
	4	4	/	6	4	7	5	2	0	7	20	20	27
	5	2	/	3	4	4	6	6	10	6	23	8	14
	6	0	/	1	0	1	0	1	9	5	12	10	7
	7	4	/	6	5	3	2	0	3	17	8	7	27
	8	6	/	12	18	9	13	14	11	26	16	13	21
	9	4	/	4	5	4	4	4	0	3	4	3	21
SKUPAJ		**33**	**/**	**46**	**57**	**43**	**51**	**58**	**47**	**105**	**125**	**112**	**197**
Kras	1	/	7	6	8	7	/	2	6	6	12	3	7
	2	/	12	8	4	13	10	6	2	5	6	9	8
	3	/	5	6	4	3	1	2	3	5	2	3	2
	4	/	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	5	/	0	2	0	0	0	3	4	1	1	1	2
	6	/	6	7	4	8	8	10	4	7	6	3	6
	7	/	17	11	7	7	2	3	3	8	9	4	2
	8	/	23	18	20	26	12	9	5	7	3	16	12
	9	/	23	16	13	19	15	8	7	10	16	17	30
	10	/	7	23	17	18	14	11	5	15	5	14	7
	11	/	0	1	2	0	0	/	1	0	1	0	2
	12	/	2	1	2	4	1	3	/	14	15	10	9
	13	/	16	21	11	13	8	6	6	4	4	1	11
	14	/	8	7	6	6	5	3	2	4	0	11	1

	15	/	10	3	1	20	0	2	0	3	2	4	20
	16	/	39	12	10	14	/	9	1	6	6	7	6
	17	/	8	11	9	4	3	0	8	3	1	5	7
	18	/	11	6	2	1	10	8	5	6	10	11	16
SKUPAJ		/	**194**	**159**	**120**	**163**	**89**	**85**	**62**	**104**	**99**	**119**	**151**



Slika 3: Razširjenost velikega skovika na Ljubljanskem barju v letu 2026 (črna črta je meja SPA)



Slika 4: Razširjenost velikega skovika na Krasu v letu 2026 (črna črta je meja SPA)

Trend vrste

Populacijski trend smo izračunali na osnovi skupnega števila osebkov (samcev + samic) na posameznih popisnih točkah. Populacija velikega skovika na Krasu je v obdobju 2006-2026 zmerno upadla, na Ljubljanskem barju v obdobju 2004-2026 pa strmo porasla. Na obeh območjih skupaj je populacija v obdobju 2004-2026 zmerno porasla (tabela 3).

Tabela 3: Trend populacije velikega skovika na SPA Ljubljansko barje in Kras

Območje	Trend	Vrednost trenda[1]	Obdobje trenda
Kras	zmeren upad	0.9736 ± 0.0041	2006-2026
Ljubljansko barje	strm porast	1.0661 ± 0.0059	2004-2026
Kras + Lj. barje	zmeren porast	**1.0068 ± 0.0034**	2004-2026

[1] skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

Ocena in številčnost vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti velikega skovika **na popisnih območjih** v obdobju 2024-2026 je bila naslednja: SPA Goričko 75 osebkov (Denac 2025), SPA Ljubljansko barje 116-211 osebkov (Denac 2024, to delo) in SPA Kras 138-161 osebkov (Denac 2024, to delo).

Ocene številčnosti velikega skovika **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska, so predstavljene v tabeli 4. Za SPA Kras, Goričko in Ljubljansko barje so povzete po rezultatih monitoringa. Za Kozjansko smo populacijsko oceno povzeli po rezultatih popisa avifavne Kozjanskega v letu 2020 (Gamser 2020), za Snežnik - Pivka pa po reviziji IBA (Denac *et al*. 2011), saj novejših popisov tam nimamo.

Tabela 4: Populacijske ocene za velikega skovika na SPA v obdobju 2024-2026

SPA	Populacijska ocena	Vir za oceno
Goričko	75-80 parov	Denac 2025
Kras	120-170 parov	Denac 2024, to delo
Ljubljansko barje	120-200 parov	Denac 2024, to delo
Snežnik - Pivka	40-50 parov	Denac *et al*. 2011
Kozjansko	40-70 parov	Gamser (2020)

Ocena številčnosti velikega skovika **v Sloveniji** je narejena na podlagi rezultatov monitoringa SPA v obdobju 2024-2026, drugih pisnih virov (Denac *et al*. 2011, Gamser 2020) ter podatkov spletnega portala o pticah (NOAGS, DOPPS 2026) in znaša **600-1000 parov**.

DISKUSIJA

Prešteto število velikih skovikov na SPA Ljubljansko barje je bilo v letih 2020, 2022 in 2024 (Denac 2020, 2022 & 2024) približno dvakrat večje od povprečja 2004-2018 (tabela 2) oziroma tudi pred tem (obdobje 1998-2003, Denac 2003). V letošnjem letu pa je bilo zabeleženo število skovikov kar štirikrat večje od omenjenega povprečja. V letu 2020 je bilo to najverjetneje posledica zakasnele selitve, saj smo nenavadno velika števila skovikov prešteli le na transektih, ki so bili popisani do okoli 20. 5. 2020 (Denac 2020). Za izstopajoča števila v letih 2022, 2024 in 2026 najverjetneje niso zaslužne spremembe v habitatu, saj se glede na terenska

opazovanja ni izboljšal nobeden od parametrov, ki so pomembni za vrsto, npr. površina mejic (Denac 2009, Denac & Kmecl 2016), visokodebelnih sadovnjakov ali travnikov (Denac *et al*. 2019). V Franciji, na atlantski obali (otok Oléron), je do velikega porasta populacije med letoma 1981-2019 prišlo predvsem zaradi povečanega preživetja mladičev v prvih dveh letih življenja in povečanja velikosti legel, ki sta bila verjetno posledica opuščanja intenzivnega kmetijstva (Barbraud *et al*. 2022). Za Slovenijo podatkov o preživetju mladičev nimamo. Glede na podatke o zasedenosti gnezdilnic, postavljenih na Ljubljanskem barju v letu 2008, je videti, da se poleg števila pojočih samcev povečuje tudi število dejansko gnezdečih parov - v 2024 so veliki skoviki gnezdili v sedmih od 23 pregledanih gnezdilnic, v letih 2020 in 2022 v petih, leta 2018 v treh in leta 2016 v dveh (A. Pritekelj *osebno*). Maja 2026 je bilo v okviru kohezijskega projekta ŽivoLjuB na Ljubljanskem barju postavljenih dodatnih 60 gnezdilnic, od tega jih je bilo poleti devet zasedenih z gnezdečimi velikimi skoviki. Kljub temu je pri oceni, ali gre dejansko tudi za povečanje gnezdeče populacije treba biti previden, saj glede na rezultate monitoringa močno prevladujejo pojoči samci, kar kaže na majhen delež dejansko gnezdečih teritorialnih osebkov (Galeotti *et al.* 1997). Veliki skovik je vrsta, za katero se zaradi segrevanja ozračja pričakuje širjenje areala proti severni Evropi (Huntley *et al.* 2007), kar morda do določene mere razloži tudi povečanje populacije (vsaj teritorialnih, pojočih samcev) na Ljubljanskem barju, kjer ne gre za tipične termofilne habitate, ki jih ta vrsta sicer preferira (Mihelič *et al*. 2019).

Zadnja štiri štetja velikega skovika na Krasu (2020, 2022, 2024 in letos) kažejo na okrevanje populacije, vsaj kar se tiče števila pojočih samcev (tudi na Krasu je namreč število zabeleženih parov zelo majhno). Kljub povečanju števila pa je kraška populacija velikega skovika še vedno manjša kot ob prvem štetju leta 2006, in sicer za okoli 20 % (glej tabelo 2). Tamkajšnji upad populacije je verjetno v določeni meri posledica zaraščanja, ki sta ga dokumentirala Kaligarič & Ivajnšič (2014). Letno na Krasu izgine 2,2 km^2 travnikov. Od leta 2004, ko je Slovenija vstopila v EU in s tem prevzela tudi odgovornost za varovane vrste in habitatne tipe omrežja Natura 2000, do leta 2012 je na Krasu že izginilo 5% travnikov (Kaligarič & Ivajnšič 2014). Velikemu skoviku sicer začetne faze zaraščanja travnikov ustrezajo, saj na takšnih se traviščih najdejo več hrane, predvsem velikih kobilic iz skupine dolgotipalčnic Ensifera (Baur *et al*. 2006, Muraoka 2009), vendar v napredovali fazi zaraščanja ta pozitivni vpliv preneha in habitat zanj ni več primeren (Denac 2014a). Znano je, da se veliki skoviki na Krasu izogibajo strnjenemu gozdu in kmetijskim površinam, poraslim z gozdnim drevjem, pa tudi večjim cestam (Šušmelj 2011 & 2012). Zanimivo bi bilo ugotoviti, ali je povečanje populacije velikega skovika na Krasu v obdobju 2020-2026 v kakršnikoli povezavi z lokalnim odpravljanjem zaraščanja (lastne iniciative kmetovalcev, subvencije MKGP, projekti, npr. ZaKras) oziroma vzpostavitvijo paše - ali se je torej na teh predelih število skovikov povečalo ali ne.

V tabeli 5 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 5: Dejavniki, ki vplivajo na velikega skovika, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
sečnja mejic, visokodebelnih sadovnjakov in solitarne lesne vegetacije	zelo pomemben (-)	Malle & Probst 2015, Denac & Kmecl 2016, 2017, Denac *et al*. 2019, 2021 S sečnjo vrsta izgublja gnezdišča (dupla) in lovne preže.

izginjanje (ekstenzivnih) travnikov zaradi intenzifikacije ali opuščanja kmetijstva	zelo pomemben (-)	Denac *et al*. 2019, Denac *et al.* 2021 Intenzifikacija travnikov z gnojenjem, pogostimi košnjami in dosejevanjem vodi v zmanjšanje populacij nevretenčarjev (npr. Humbert *et al*. 2012, Buri *et al*. 2016, Klein 2019).
komasacije z melioracijami	pomemben (-)	Denac & Kmecl 2021; negativen vpliv je predvsem zaradi odstranitve mejic in solitarne lesne vegetacije ter spremembe travnikov v njive
uporaba insekticidov	pomemben (-)	König & Weick 2008, Jusztin 2022 Vrsta se hrani pretežno z žuželkami; prevladujejo ravnokrilci (Marchesi & Sergio 2005, Šotnár et al. 2008, Muraoka 2009, Latková *et al*. 2012, Panzeri *et al*. 2014, Malle & Probst 2015, Koležnik 2019).
infrastruktura - (večje) ceste, železnice, vetrne elektrarne	lokalno pomemben (-)	BirdLife International 2021 Pri nas je bil negativen vpliv avtoceste ugotovljen na Krasu (Šušmelj 2011, 2012), na Goričkem pa je videti, da se vrsta izogiba večjim cestam (Klein *et al.* 2020).
urbanizacija	lokalno pomemben (-/+)	Vpliv je verjetno odvisen od stopnje urbanizacije. Na Ljubljanskem barju in Goričkem se veliki skoviki ne izogibajo naseljem (Denac & Kmecl 2016, 2017, Klein *et al.* 2020), v Španiji pa je bil ugotovljen velik negativen vpliv pozidave (Martínez *et al.* 2007).
prisotnost lesne sove *Strix aluco*	lokalno pomemben (-)	Lesna sova pleni velikega skovika; kjer so njene populacije velike, lahko to negativno vpliva na velikega skovika (Sergio *et al*. 2009).
vremenske in podnebne razmere na gnezdiščih, počivališčih na selitvi in prezimovališčih	pomemben (+/-)	Zaradi ogrevanja ozračja naj bi se areal vrste v Evropi razširil močno proti severu (Huntley *et al*. 2006, Martin & Mikkola 2019). V Franciji je bilo ugotovljeno, da imata jesenska količina padavin v Sahelu ter vrednost zimskega indeksa severnoatlantske oscilacije (NAO - North Atlantic Oscillation) statistično značilen vpliv na preživetje odraslih osebkov. Vpliv padavin v Sahelu je pozitiven, indeksa NAO pa negativen (Barbraud *et al*. 2022).
KOPOP BK.7 Visokodebelni travniški sadovnjaki	pomemben (+)	Pomen visokodebelnih sadovnjakov je bil ovrednoten na Goričkem, vendar pa so v analizi

		površine, vpisane v KRA_VTSA, predstavljale manjši delež; v večini primerov je šlo za manjše ohišne sadovnjake (Denac & Kmecl 2017). Pomen visokodebelnih sadovnjakov smo potrdili s telemetrijo (Denac *et al.* 2019, 2021).
KOPOP BK.10 Ohranjanje mejic; SOPO INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijski praksi Vzdrževanje obstoječih KRZ in Vzpostavitev novih KRZ	pomemben (+)	Pomen mejic za vrsto je bil ovrednoten na Ljubljanskem barju in Goričkem, vendar pa pri tem niso bile zajete le površine, vpisane v omenjene ukrepe (Denac & Kmecl 2016, 2017). Pomen mejic smo potrdili s telemetrijo (Denac *et al.* 2019, 2021).
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati, BK.2 Travišči habitati metuljev, BK.3 Steljniki, BK.6 Suhi kraški travniki in pašniki, BK.14 Habitati ptic vlažnih ekstenzivnih travnikov; Habitatni tipi in vrste na območjih Natura 2000 (HTV_N2000) (IRP23) - HTV.1 in HTV.2; SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje	pomemben (+)	Vrednotenje pomena omenjenih ukrepov za vrsto (z izjemo MET) ne obstaja, vendar pa o pomenu (ekstenzivnih) travnikov lahko sklepamo iz slovenskih in tujih raziskav (npr. Sergio *et al*. 2009, Sierro & Arlettaz 2009, 2013, Malle & Probst 2015, Denac *et al.* 2019, 2021, Theux *et al.* 2022). Ukrep MET je v analizi, opravljeni leta 2017 na Goričkem, izkazal pozitiven vpliv na vrsto (Denac & Kmecl 2017), najverjetneje zato, ker omogoča nemoten razvoj ravnokrilcev in drugih žuželk v obdobju med 15. 6. in 15. 9.
Nepokošeni pasovi na travnikih	lokalno pomemben (+)	Sierro & Arlettaz 2009, 2013, Humbert *et al*. 2012, Denac *et al.* 2021
IRP19 Ekološko kmetovanje	lokalno pomemben (+)	Denac & Kmecl 2016 (v tej raziskavi je bila večina ukrepa EK vpisana na barjanskih travnikih, koda rabe tal 1321)
IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij SN 2023-2027 - Neproizvodne naložbe v ureditev suhozidov in drugih krajinskih značilnosti (lovne preže za ujede, gnezdilnice za sekundarne duplarje), Neproizvodne naložbe v ureditev travniških sadovnjakov; SOPO INP08.11 Ohranjanje biodiverzitete v trajnih nasadih - drogovi za ujede, gnezdilnice za ptice	lokalno pomemben (+)	vrednotenje pomena omenjenih ukrepov za vrsto ne obstaja, vendar pa o pomenu lovnih prež, gnezdilnic in travniških sadovnjakov za velikega skovika lahko sklepamo iz raziskav na Goričkem (Denac & Kmecl 2017, Denac *et al*. 2019, Denac *et al*. 2021)

VIRI

Barbraud C., Bavoux C., Burneleau G. (2022): The demography of an increasing insular Eurasian Scops Owl (*Otus scops*) population in western France. Ibis 164: 202-216.

Baur B., Baur H., Roesti C., Roesti D. (2006): Die Heuschrecken der Schweiz. Haupt Verlag, Berlin.

BirdLife International (2021): Species factsheet: Eurasian Scops-owl *Otus scops*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/eurasian-scops-owl-otus-scops, 7. 8. 2026.

Buri P., Humbert J., Stanska M., Hajdamowicz I., Tran E., Entling H.M., Arlettaz R. (2016): Delayed mowing promotes planthoppers, leafhoppers and spiders in extensively managed meadows. Insect Conservation and Diversity 9: 536–545.

Denac K. (2003): Population dynamics of Scops Owl (*Otus scops*) at Ljubljansko barje (central Slovenia). Acrocephalus 24 (119): 127-133.

Denac K. (2009): Habitat selection of Eurasian Scops Owl *Otus scops* on the northern border of its range, central Slovenia. Ardea 97 (4): 535–540.

Denac K. (2014a): Ekološka raziskava smrdokavre in velikega skovika. Poročilo. Operativni program Slovenija – Madžarska 2007-2013 (Evropski sklad za regionalni razvoj in Služba Vlade RS za razvoj in evropsko kohezijsko politiko). Projekt Visokodebelni biseri – Upkač. DOPPS, Ljubljana. 30 str.

Denac K. (2014b): Veliki skovik *Otus scops*. Str. 133-141. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Kmecl P., Denac D., Bordjan D., Jančar T., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2014. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2020): Veliki skovik *Otus scops*. Str. 131-138. V: Denac K., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020 in sinteza monitoringa 2019-2020. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2022): Veliki skovik *Otus scops*. Str. 119-126. V: Denac K., Basle T., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2022. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2024): Veliki skovik *Otus scops*. Str. 134-141. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2025): Veliki skovik *Otus scops*. Str. 130-137. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih

Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Kmecl P. (2016): Veliki skovik *Otus scops*. Str. 137-151. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Božič L., Jančar T., Denac D., Bordjan D., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Kmecl P. (2017): Veliki skovik *Otus scops*. Str. 99-117. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Jančar T., Denac D., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2017. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Kmecl P. (2021): Land consolidation negatively affects farmland bird diversity and conservation value. Journal for Nature Conservation 59: 125934.

Denac K., Mihelič T., Božič L., Kmecl P., Jančar T., Figelj J., Rubinić B. (2011): Strokovni predlog za revizijo posebnih območij varstva (SPA) z uporabo najnovejših kriterijev za določitev mednarodno pomembnih območij za ptice (IBA). Končno poročilo (dopolnjena verzija). Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Kmecl P. & Koce U. (2019): Habitat use of Eurasian Scops Owls *Otus scops* in an agricultural mosaic landscape. Ardea 107: 119–129.

Denac K., Kmecl P., Šalamun Ž., Božič L., Basle T. (2021): Raba habitata velikega skovika *Otus scops* na območju Natura 2000 Goričko in ocena uspešnosti varstvenih ukrepov. Poročilo. Projekt Gorička krajina (OP20.06.02.006/1). DOPPS, Ljubljana.

DOPPS (2026): Novi ornitološki atlas gnezdilk Slovenije - internetna baza podatkov. DOPPS, Ljubljana [http://atlas.ptice.si/atlas], 6. 8. 2026.

Gamser M. (2020): Popis avifavne Kozjanskega regijskega parka v letu 2020. Poročilo. Naročnik: Javni zavod Kozjanski park. DOPPS, Ljubljana.

Humbert J., Ghazoul J., Richner N., Walter T. (2012): Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. Biological Conservation 152: 96–101.

Huntley B., Green R. E., Collingham Y. C., Willis S. G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.

Jusztin B. (2022): Eurasian Scops Owl (*Otus scops*) (Linnaeus, 1758). Str. 40-61. V: Haraszthy L. & Bagyura J. (ur.): Birds of Prey and Owls in Hungary. Volume 2. Falconiformes and Strigiformes. BirdLife Hungary, Budapest.

Kaligarič M., Ivajnšič D. (2014): Vanishing landscape of the »classic« Karst: changed landscape identity and projections for the future. Landscape and Urban Planning 132: 148-158.

Klein N. (2019): Effects of grassland management intensity on orthopterans as food resource for insectivorous birds. Master Thesis, University of Bern.

Klein Á., Szentirmai I., Dobos Zs., Laczi M. (2020): Analysis of landscape structure, habitat selection and urbanisation in edge populations of Scops Owls *Otus scops* in Central Europe. Ornis Hungarica 28 (2): 24–36.

Koležnik B. (2019): Domači okoliš, prehrana in raba prehranjevalnih habitatov velikega skovika (*Otus scops*) v mozaični kulturni krajini na Goričkem (SV Slovenija). Magistrska naloga. Univerza v Mariboru, Fakulteta za naravoslovje in matematiko, Oddelek za biologijo.

König C., Weick, F. (2008): Owls of the world. Christopher Helm, London.

Latková H., Sándor A.K., Krištín A. (2012): Diet composition of the scops owl (*Otus scops*) in central Romania. Slovak Raptor Journal 6 (1): 17-26.

Malle G., Probst R. (2015): Die Zwergohreule (*Otus scops*) in Österreich. Bestand, Ökologie und Schutz in Zentraleuropa unter besonderer Berücksichtigung der Kärntner Artenschutzprojekte. Verlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt am Wörthersee. 288 str.

Marchesi L., Sergio F. (2005): Distribution, density, diet and productivity of the Scops Owl *Otus scops* in the Italian Alps. Ibis 147: 176–187.

Martin J.R., Mikkola H. (2019): Distribution trends of the Scops Owl in Britain and northern Europe. Scottish Birds 39 (2): 168–172.

Martínez J.A., Zuberogoitia I., Martínez J.E., Zabala J., Calvo J.F. (2007): Patterns of territory settlement by Eurasian scops-owls (*Otus scops*) in altered semi-arid landscapes. Journal of Arid Environments 69: 400-409.

Mihelič T., Kmecl P., Denac K., Koce U., Vrezec A., Denac D. (eds.) (2019): Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdilk 2002–2017. DOPPS, Ljubljana.

Muraoka Y. (2009): Videoanalyse der Zwergohreule in Unterkärnten. Auswertung von Infrarotaufnahmen aus einem Nistkasten Brutsaison 2007. Unveröffentlichter Bericht, erstellt im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, Abt. 20, Uabt. Naturschutz. Wien.

Panzeri M., Menchetti M., Mori E. (2014): Habitat use and diet of the Eurasian Scops Owl *Otus scops* in the breeding and wintering periods in central Italy. Ardeola 61: 393–399.

Sergio F., Marchesi L., Pedrini P. (2009): Conservation of Scops Owl *Otus scops* in the Alps: relationships with grassland management, predation risk and wider biodiversity. Ibis 151: 40-50.

Sierro A., Arlettaz R. (2009): Bande erbose non sfalciate per favorire l'Assiolo *Otus scops*. Ficedula 42: 2-8.

Sierro A., Arlettaz R. (2013): Utilisation de l'habitat et stratégie de chasse chez les derniers Petits-ducs *Otus scops* de l'adret Valaisan: mesures de conservation ciblées. Nos Oiseaux 60: 79-90.

Šotnár K., Krištín A., Sárossy M., Harvančík S. (2008): On foraging ecology of the Scops owl *Otus scops* on the northern limit of its distribution. Tichodroma 20: 1-6.

Šušmelj T. (2011): The impact of environmental factors on distribution of Scops Owl *Otus scop*s in the wider area of Kras (SW Slovenia). Acrocephalus 32 (148-149): 11-28.

Šušmelj T. (2012): Razširjenost in izbor habitata velikega skovika (*Otus scops*) na širšem območju Krasa. Magistrsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.

Theux C., Klein N., Garibaldi E., Jacot A., Eichhorn S., Guisan A., Pradervand J.-N. (2022): Food and habitats requirements of the Eurasian Scops Owl (*Otus scops*) in Switzerland revealed by very high-resolution multi-scale models. Ibis 164: 240-254.

TRIPRSTI DETEL *Picoides tridactylus*

POVZETEK

V letu 2026 smo na SPA Julijci popisali 13 parov, na SPA Snežnik pa 16-17 parov triprstih detlov. Trend populacije za Julijce (2011-2026) in Snežnik – Pivka (2012-2026) je negotov. Za vse 4 SPA, ki jih redno popisujemo (Julijci, Snežnik – Pivka, Kočevsko, Pohorje), je trend stabilen (2011-2026). Na letošnjih popisih smo najvišjo gostoto triprstih detlov zabeležili na transektu Pogorelček (0,7-0,8 parov/km^2). Stabilnost populacije triprstega detla v Dinaridih in Julijcih najbolj ogroža popolna sanacija posledic naravnih motenj, odpiranje novih območij za gospodarjenje in premajhna zaloga odmrle lesne biomase iglavcev v gozdovih, od katere je triprsti detel življenjsko odvisen.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis je bil opravljen večinoma skladno s protokolom (Denac *et al.* 2011, Denac 2015). Zaradi debele snežne odeje, ki je onemogočila dostop, je bila v prvem popisu popisana le polovica točk na transektu Sviščaki. V drugem popisu je bil ta transekt popisan v celoti.

Popis s posnetkom

Popis je potekal s pomočjo posnetka bobnanja na vnaprej določenih popisnih točkah, ki so bile med seboj oddaljene (zračne črte) vsaj 600 m (večinoma pa 700-1000 m). Na popisni točki smo najprej do 2 min poslušali, nato 3 min predvajali posnetek bobnanja in ponovno 2-3 min čakali na odziv. Če se je detel odzval že med posnetkom, smo prenehali z izzivanjem. Lokacijo odzvanega detla smo vnesli na karto in označili, iz katere smeri je priletel. Če je bilo možno, smo mu določili spol.

Interpretacija rezultatov

Pri interpretaciji števila osebkov smo v izogib dvojnemu štetju postavili zahtevo, da morajo biti lokacije osebkov (znotraj istega popisa ali med dvema popisoma) med seboj oddaljene vsaj 600 m, da se osebka tolmači kot različna. Upoštevali smo tudi okoliščine, ki so jih popisovalci navedli na obrazec – npr. smer prileta različnih osebkov na popisno točko, simultano bobnanje več osebkov iz različnih smeri, topografija ipd. Kjer kljub temu nismo bili gotovi glede števila, smo le-to podali kot interval (npr. 1-2 osebka). Na Finskem je bila minimalna razdalja za tolmačenje dveh osebkov kot različnih 500 m (Pakkala *et al*. 2002).

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popisi so bili večinoma opravljeni v priporočeni sezoni (1. 4.-15. 5., Denac *et al.* 2011), odstopala je le ponovitev na transektu Jurjeva dolina, ki je bila opravljena 19. 5. 2026.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popisi so bili opravljeni v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV 2026:

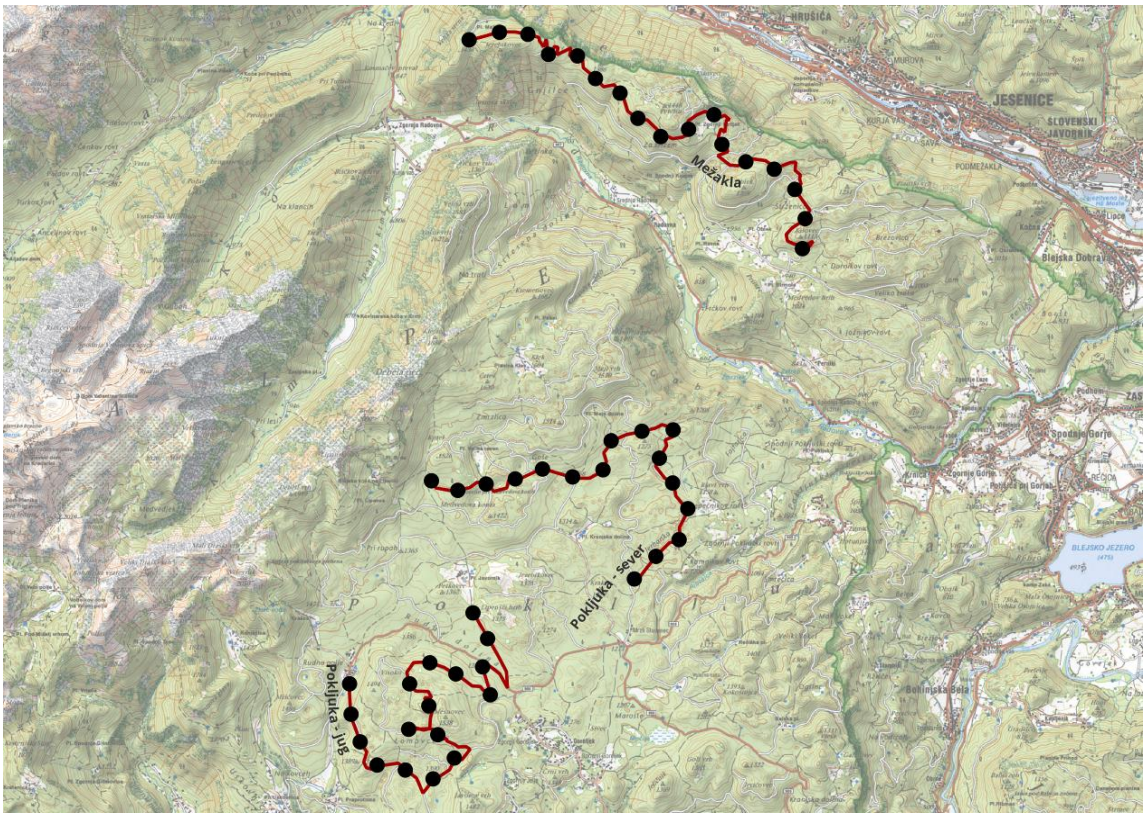
7 / 7

ŠT. PRIČAKOVANIH / ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI 2026:

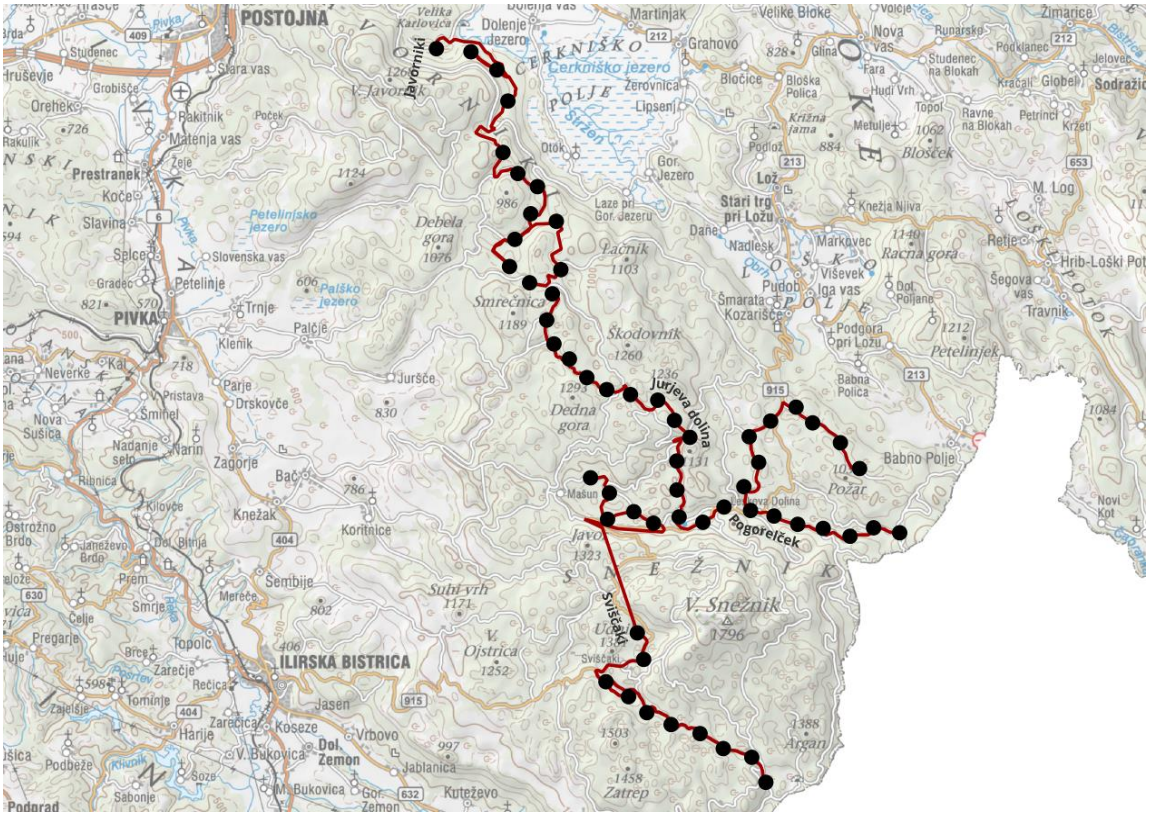
14 / 14

POPISNO OBMOČJE 2026:

V sezoni 2026 smo triprstega detla popisali na SPA Julijci (trije transekti - 50 popisnih točk) (slika 1) in SPA Snežnik – Pivka (štirje transekti, 58 popisnih točk) (slika 2).



Slika 1: Transekti (rdeče črte) in popisne točke (črne točke), kjer smo v letu 2026 šteli triprste detle na SPA Julijci.



Slika 2: Transekti (rdeče črte) in popisne točke (črne točke), kjer smo v letu 2026 šteli triprste detle na SPA Snežnik – Pivka.

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

V Julijcih je bilo preštetih 19 osebkov (13 parov), na Snežnik – Pivka pa 22-23 osebkov (16-17 parov) (tabela 1). V tabeli 2 je predstavljeno število osebkov, ki so bili prešteti na posameznih transektih skozi vsa leta trajanja monitoringa. Na slikah 3 in 4 so predstavljeni surovi neinterpretirani podatki popisov iz leta 2026.

Tabela 1: Število osebkov triprstih detlov in ocena števila parov na posameznem transektu na SPA Julijci in Snežnik - Pivka v letu 2026

SPA	Transekt	Število osebkov	Ocena št. parov
Julijci	Mežakla	6	5
	Pokljuka – sever	9	5
	Pokljuka - jug	4	3
SKUPAJ		**19**	**13**
Snežnik - Pivka	Javorniki	5	3
	Jurjeva dolina	3	3
	Sviščaki	3	2
	Pogorelček	11-12	8-9
SKUPAJ		**22-23**	**16-17**

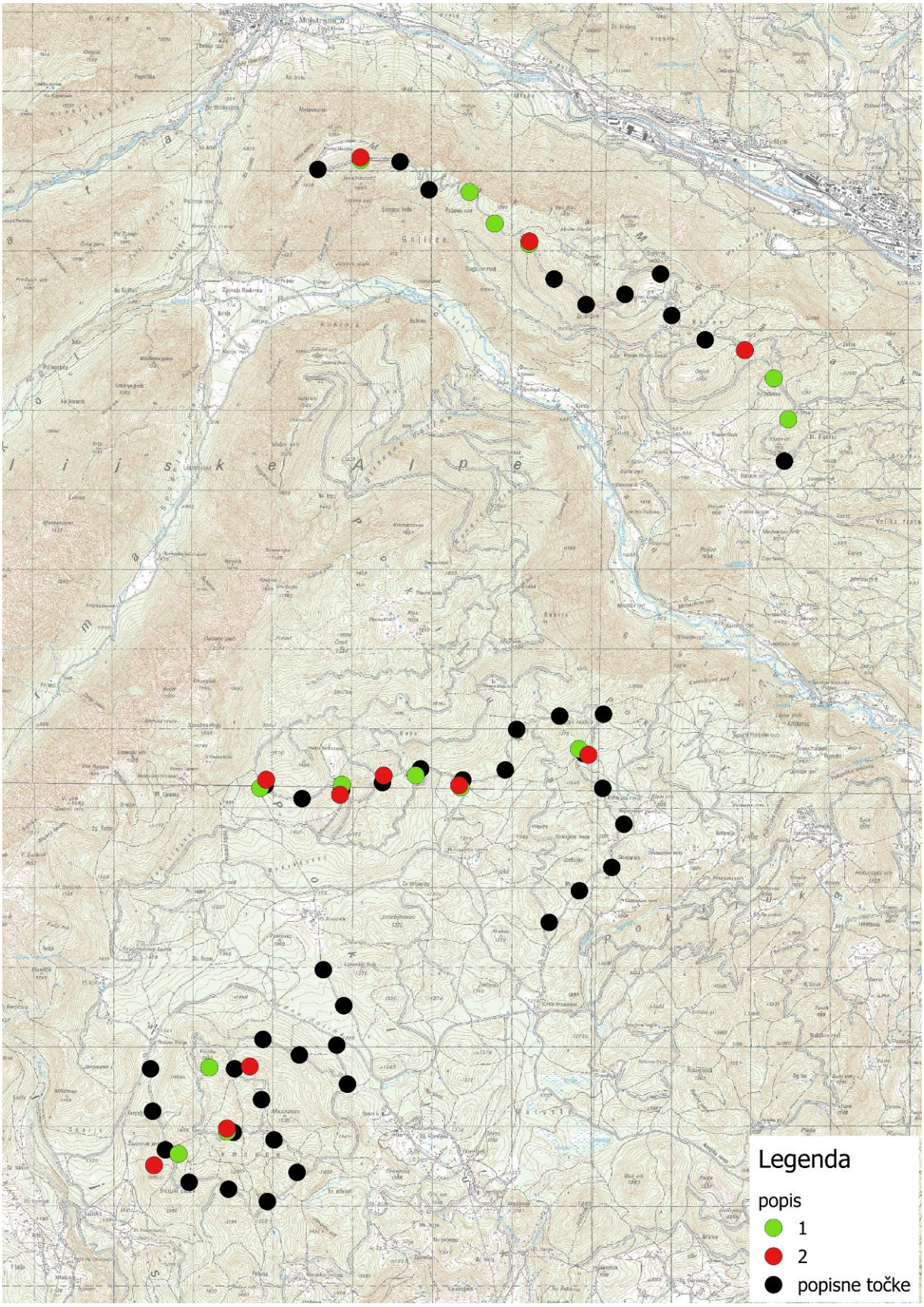
Tabela 2: Rezultati popisa triprstega detla na SPA Julijci in Snežnik - Pivka v obdobju 2011-2026 (število osebkov; znak »/« pomeni, da vrsta ni bila popisana; v 2015, 2017, 2019, 2021, 2023 in 2025 je bila vrsta popisana na SPA Kočevsko in Pohorje)

SPA	**Transekt**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2016**	**2018**	**2020**	**2022**	**2024**	**2026**
Julijci	Mežakla	4	/	5	8	5	7	8	5	4	6
	Pokljuka - jug	8	/	3	11-12	13	6	10	9	7	4
	Pokljuka - sever	13	/	3	10-11	5	6	2	8	3	9
SKUPAJ		**25**	**/**	**11**	**29-31**	**23**	**19**	**20**	**22**	**14**	**19**
Snežnik-Pivka	Javorniki	/	1-3	2	2	7	4	4	1	3	5
	Jurjeva dolina	/	3	0	2	2	3	9	2	1	3
	Sviščaki	/	5	0	3-4	2	5	10	9	6	3
	Pogorelček	/	14	4	12-14	15	6	11	8	8	11-12
SKUPAJ		**/**	**23-25**	**6**	**19-22**	**26**	**18**	**34**	**20**	**18**	**22-23**

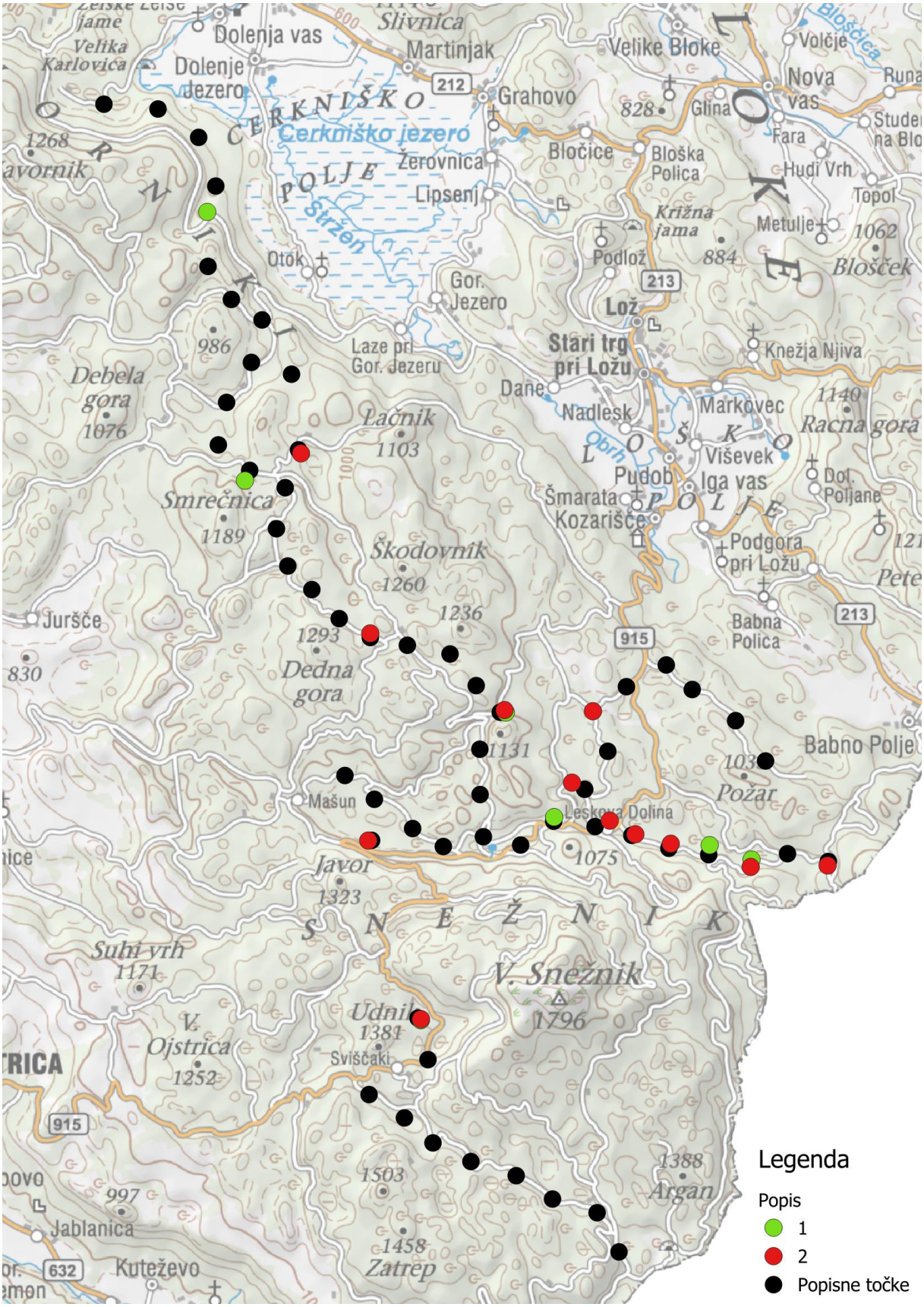
Povprečna gostota triprstega detla je bila na SPA Julijci 0,3 in na SPA Snežnik-Pivka 0,3 do 0,4 parov/km^2 (tabela 3). Največja gostota v SPA Snežnik-Pivka je bila zabeležena na transektu Pogorelček (0,7-0,8 parov/km^2), najmanjša pa na transektu Sviščaki (0,2 para/km^2). Najvišja gostota v SPA Julijci je bila zabeležena na transektih Pokljuka – sever in Mežakla (0,4 parov/km^2), medtem ko je bila gostota na transekt Pokljuka-jug nižja (0,2 parov/km^2).

Tabela 3: Gostote triprstih detlov na posameznem transektu na SPA Julijci in Snežnik – Pivka, izračunane na podlagi podatkov monitoringa SPA 2026

SPA	**transekt**	**min. št. parov**	**max. št. parov**	**št. pop. točk**	**pregledana površina (km^2)**	**min. gostota (parov/km^2)**	**max. gostota (parov/km^2)**
Julijci	Mežakla	5	5	17	13,35	0,4	0,4
	Pokljuka – sever	5	5	16	12,56	0,4	0,4
	Pokljuka - jug	3	3	17	13,35	0,2	0,2
	Skupaj	**13**	**13**	**50**	**39,25**	**0,3**	**0,3**
Snežnik-Pivka	Javorniki	3	3	13	10,21	0,3	0,3
	Jurjeva dolina	3	3	15	11,78	0,3	0,3
	Sviščaki	2	2	15	11,78	0,2	0,2
	Pogorelček	8	9	15	11,78	0,7	0,8
	Skupaj	**16**	**17**	**58**	**45,53**	**0,3**	**0,4**



Slika 3: Rezultat monitoringa triprstega detla na SPA Julijci v letu 2026 (surovi, neinterpretirani podatki; črne pike so popisne točke)



Slika 4: Rezultat monitoringa triprstega detla na SPA Snežnik - Pivka v letu 2026 (surovi, neinterpretirani podatki; črne pike so popisne točke)

Trend vrste

Trend za vsa štiri območja, ki se jih redno popisuje (Julijci, Snežnik-Pivka, Kočevsko in Pohorje), je za obdobje 2011-2026 stabilen. Na letos popisanih območjih Snežnik-Pivka (2012-2026) in Julijci (2011-2026) pa je trend negotov (tabela 4).

Tabela 4: Trend populacije triprstega detla

Območje	**Trend**	**Vrednost trenda[1]**	**Obdobje trenda**
Julijci	negotov	0.9824 ± 0.0284	2011-2026
Snežnik-Pivka	negotov	1.0293 ± 0.0284	2012-2026
vsi SPA skupaj[2]	stabilen	0.9973 ± 0.0121	2011-2026

[1] skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

[2] Julijci, Snežnik – Pivka, Kočevsko, Pohorje

Ocena številčnosti vrste na popisnem območju, SPA in v Sloveniji

Najnovejša ocena številčnosti (število popisanih parov) triprstega detla **na popisnih območjih** (transektih), ki smo jih pregledali v obdobju 2024-2026, je predstavljena v tabeli 5.

Tabela 5: Pregled števila parov triprstega detla, preštetih v obdobju 2024-2026 na transektih znotraj SPA, ki se jih redno popisuje

SPA	**Pari na popisanih transektih**	**Leto popisa**	**Vir**
Julijci	10-11	2024, 2026	Denac 2024, to poročilo
Snežnik-Pivka	14-18	2024, 2026	Denac 2024, to poročilo
Kočevsko	12	2025	Denac 2025
Pohorje	8	2025	Denac 2025

Ocena številčnosti **na SPA** (tabela 6), ki jih redno spremljamo (Pohorje, Kočevsko, Julijci, Snežnik – Pivka), je povzeta po zadnji objavljeni velikosti populacij na posameznih SPA (Stanič 2023) in korigirana s trendom za posamezno območje (za Kočevsko in Pohorje je bil uporabljen trend iz Denac 2025). Za ostala območja, kjer ni rednega monitoringa (Trnovski gozd, Karavanke), smo populacijske ocene povzeli po Denac *et al.* (2011). Za SPA Jelovica smo oceno povzeli po surovih rezultatih ciljnega popisa vrste, opravljenega leta 2023 v sklopu projekta JeloviZA (Mihelič 2023). Za SPA Grintovci pa podajamo oceno populacije, ki je bila izdelana na podlagi rezultatov temeljitega monitoringa vrste, opravljenega leta 2020 v sklopu LIFE Integriranega projekta za okrepljeno upravljanje Nature 2000 v Sloveniji (Tome *et al.* 2020).

Tabela 6: Populacijske ocene za triprstega detla na SPA v obdobju 2024–2026

SPA	**Populacijska ocena**	**Vir za oceno**
Julijci	100-200 parov	Stanič 2023, trend 2011-2026 (to delo)
Kočevsko	35-45 parov	Stanič 2023, trend 2012-2025 (Denac 2025)
Pohorje	30-40 parov	Stanič 2023, trend 2015-2025 (Denac 2025)
Snežnik-Pivka	35-45 parov	Stanič 2023, trend 2012-2026 (to delo)
Jelovica	35-40 parov	Mihelič 2023
Grintovci	30-35 parov	Tome *et al.* 2020
Trnovski gozd	20-30 parov	Denac *et al*. 2011
Karavanke	15-25 parov	Denac *et al*. 2011

Ocena številčnosti triprstega detla **v Sloveniji** je povzeta po zadnjem poročilu po Direktivi o ptičah za obdobje 2019-2024 (https://zrsvn-varstvonarave.si/informacije-za-uporabnike/katalog-informacij-javnega-znacaja/, 5. 8. 2026) in znaša **320-500 parov**.

DISKUSIJA

Triprsti detel naseljuje stare iglaste gozdove, prilagojen pa je tudi na dinamiko naravnih motenj v gozdovih (požari, snegolomi, žledolomi, vetrolomi), ki ustvarijo velike količine mrtvega lesa iglavcev, v katerem se namnožijo podlubniki (Burdett & Niemi 2002, Pakkala *et al*. 2002, Pechacek & d'Oleire-Oltmanns 2004, Fayt *et al*. 2005, Kajtoch *et al*. 2013, Shurulinkov *et al*. 2012). Na izbruhe populacij podlubnikov se triprsti detel odziva številčno, gostota gnezdečih parov na območju izbruha podlubnikov pa se na območju lahko poveča tudi za več kot 10x (Bütler & Wermelinger 2014). Eden najpomembnejših dejavnikov za triprstega detla je količina mrtvega in pa predvsem odmirajočega drevja (zlasti smreke in jelke), bodisi v obliki še stoječih ali pa že padlih debel (Roberge *et al.* 2008, Pakkala *et al.* 2002, Balasso 2016), saj jih potrebuje tako za tesanje dupel kot tudi prehranjevanje (Wesołowski *et al.* 2005, Perušek 2006). Vrsta se hrani predvsem s podlubniki na umirajočih drevesih in kozlički v trhlem in razpadajočem lesu (Pakkala *et al.* 2002), pri čemer preferira plen velikosti 1-2 cm (Pechacek & Kristin 2004). Triprsti detel je ponekod po Evropi doživel lokalna izumrtja, drugod pa je postal redkejši zaradi intenzivnega gozdarstva (Roberge *et al.* 2008). To vključuje sanitarne sečnje zaradi gradacije podlubnikov, odstranjevanje odmirajočega in odmrlega lesa iz gozda, odpiranje prej zaprtih delov gozda z novimi cestami in vlakami, homogenizacijo starosti sestojev in s tem zmanjšanje njihove vertikalne diverzitete, zmanjšanje števila debelih dreves ipd. (Wesołowski *et al.* 2005, Roberge *et al.* 2008, Basile *et al*. 2023). Podrobnejši vpogled v ekologijo vrste je na voljo v Denac *et al*. (2011) in Denac (2013, 2015 & 2017).
V Julijcih je triprsti detel vezan na stare sestoje z veliko debelega in odmrlega drevja. Mihelič (2015) je ugotovil, da se vrsta na Pokljuki pojavlja na lokacijah z bistveno višjo lesno zalogo iglavcev (706 m^3/ha), kot jo imajo naključno izbrane lokacije (416 m^3/ha), ter v gozdovih brez gospodarjenja (npr. Lopučniška dolina), kjer je lesna zaloga sicer manjša, je pa delež odmrlega drevja velik. Grožnja, ki smo jo zaznali na Pokljuki, je sečnja s procesorji: v sestojih drogovnjaka in mladega debeljaka je veliko negovalnih in gojitvenih del (to so debeline, v katerih so procesorji zelo učinkoviti), zato je manj spontanega odmiranja dreves in posledično manj odmrlega lesa tako v tej razvojni fazi kot tudi kasneje, ko ti sestoji preidejo v fazo starejšega debeljaka. Na Pokljuki bi bilo za varstvo triprstega detla nujno ohraniti stare sestoje, npr. Mesnovec, območje od predela Pri Rupah (ca. 2 km severno od Rudnega polja) preko Zmrzlice do Kleka in Bratovlje peči (Mihelič 2015, T. Mihelič *osebno*). Na transektu Mežakla je iz leta v leto opaziti velikopovršinske pomladitve in temeljite sanacije naravnih motenj (Denac 2024),

npr. vetroloma na severnem pobočju Jerebikovca, ki je na popisu 2024 (še pred popolno sanacijo, ki je takrat že potekala) še gostil teritorialnega triprstega detla.

Žledolom februarja 2014 (MOP 2014, Sinjur *et al*. 2014) in vetrolom decembra 2017 (ZGS 2018), ki sta bila v nekaterih predelih SPA Snežnik – Pivka zelo močna, sta ustvarila ogromne količine padlega in poškodovanega drevja. Sanacija po teh dveh dogodkih je bila zelo temeljita in je zajela tudi odstranjevanje sušic iglavcev (brez lubja, nenevarne za okužbo z lubadarjem). Te so za triprstega detla pomembne zlasti kot gnezdišča, precej manj pa kot prehranjevališča, saj kot slednja uporablja predvsem odmirajoča drevesa ali drevesa, ki so nedavno odmrla in še imajo lubje (Imbeau & Desrochers 2002b, Balasso 2016). Obsežna sečnja sušic je bila med popisi leta 2014 zabeležena pri lovski koči Grajševka, v okolici Leskove doline ter južno od gradu Snežnik (glej slike v poročilu monitoringa za leto 2014 - Denac 2014). Leta 2016 je bila intenzivna sečnja zabeležena na pobočjih Malega in Velikega Vavkovca, iglavci v predelu J od gradu Snežnik (cca. 1-1,5 km zračne črte; ob glavni cesti) so bili povsem izsekani, obsežne sečnje so potekale tudi na transektu Javorniki (glej slike v poročilu monitoringa za leto 2016 - Denac 2016). Intenzivno sečnjo smo zaznali tudi v letu 2018, predvsem na celotnem transektu Pogorelček (glej slike v poročilu monitoringa za leto 2018 - Denac 2018), kjer je habitat triprstega detla mestoma popolnoma uničen. V letu 2022 je sečnja potekala na severnem delu transekta Pogorelček (popisne točke 10-14), na transektu Javornik ter delu transektov Jurjeva dolina (točka 19) in Sviščaki (med točkama 37 in 38). Sečnja je bila zabeležena tudi v letu 2024, predvsem na transektu Pogorelček, kjer jo vsaj v okolici Jurjeve doline izvaja predvsem družba Slovenski državni gozdovi (SiDG). Gostota triprstih detlov na transektu Pogorelček je med letoma 2016 in 2024 upadla z 0,9-1 par/km^2 (Denac 2016) na zgolj 0,5 par/km^2. Gozd na nekaterih delih SPA Snežnik – Pivka je povsem neprimeren za triprstega detla, saj zaradi obsežne sečnje iglavcev prevladujejo listavci oziroma je nastal izjemno preredčen gozd (sliki 5 in 6), odmrlih in odmirajočih iglavcev praktično ni, preostali pa so večinoma majhnih debelin. Med posekanim drevjem prevladujejo debela drevesa. V večini dolin, kjer pa še prevladujejo iglavci tudi večjih dimenzij, pa je gozd zelo intenzivno gospodarjen in odmrlega in odmirajočega lesa z izjemo štorov ni najti. Kljub temu je trend populacije v SPA Snežnik-Pivka zaenkrat še negotov, vendar je na posameznih transektih moč opaziti slabšanje stanja. Primerjava števila preštetih parov skozi leta na transektih Javorniki in Jurjeva dolina ne kaže izrazitejših sprememb (tabela 2), število preštetih parov v letu 2026 pa je zelo blizu povprečja za ta dva transekta (3,1 parov za Javornike in 2,8 parov za Jurjevo dolino). Pač pa je število preštetih detlov na transektu Sviščaki letos zopet pod povprečjem (4,8 parov), prav tako na transektu pogorelček (9,7), ki je pred letom 2020 pogosto postregel z izjemnim številom parov (11-15).





Sliki 5 in 6: Stanje gozdov na transektu Jurjeva dolina (SPA Snežnik-Pivka). Takšen gozd bo ostal popolnoma neprimeren za triprstega detla še več desetletij (foto: David Knez).

K negativnim trendom populacij triprstega detla najbolj pripomorejo sodobne gozdarske prakse in pridobivanje naravnih virov, predvsem lesa. Sodobno gozdarstvo intenzivno posega v naravno strukturo gozdnih ekosistemov predvsem s ciljnim posekom starih, bolnih in poškodovanih dreves (slika 7) ter s popolno sanacijo posledic naravnih motenj (vetrolomov, snegolomov, žledolomov itd.), kar se odraža v pomanjkanju stare in sveže odmrle lesne mase iglavcev, ki je za triprstega detla ključna tako za prehranjevanje kot za gnezdenje (Wesołowski *et al*. 2005, Czeszczewik *et al*. 2012, Basile *et al*. 2023).



Slika 7: Primer nesaniranega izbruha lubadarja. Takšne sušice (s še prisotnim lubjem) so za triprstega detla najpomembnejše (Balasso 2016, Bütler *et al*. 2004) (foto: David Knez).

S podnebnimi spremembami, predvsem z segrevanjem ozračja, se areal triprstega detla krči, saj je njegova populacija pri nas t.i. ledenodobni relikt (Popović *et al.* 2024). Z višanjem povprečnih temperatur postajajo rastišča iglavcev, predvsem smreke in jelke, pri nas vse bolj neprimerna (Hanewinkel *et al*. 2013, Adamič *et al.* 2023), kar lahko v prihodnjih desetletjih vodi v krčenje areala obeh vrst in posledično triprstega detla (glej tudi Popović *et al.* 2024). S podnebnimi spremembami se frekvenca in intenziteta naravnih nesreč povečujeta, kar ima za triprstega detla kratkoročno sicer lahko močno pozitiven vpliv, saj se na naravne nesreče oziroma motnje odziva s povečanjem populacije. Pozitiven vpliv naravnih nesreč na populacije triprstega detla pa je v sodobnem času največkrat izničen z zelo učinkovito in temeljito sanacijo posledic, ki jih omogočata sodobna gozdarska tehnologija in mehanizacija. Tako imajo naravne nesreče v habitatih triprstega detla sicer same po sebi zelo pozitiven vpliv na populacijo, s popolno sanacijo pa zelo negativen vpliv (Basile *et al*. 2023), saj ta največkrat vodi v izrazito pomladitev sestojev in odstranitev vse odmrle lesne biomase, zaradi česar habitat postane popolnoma neprimeren za triprstega detla (glej npr. Denac 2014 za Snežnik - Pivka). Negativne vplive sanacij je mogoče zmanjšati s načrtnim puščanjem določene količine poškodovanih/mrtvih dreves v sestoju. Czeszczewik *et al*. (2013) recimo predlagajo ohranjanje

vsaj 2 m^2/ha bazalne površine sveže mrtvih ali umirajočih smrek po napadih podlubnika, podobno ugotavlja tudi Balasso (2016), Bütler *et al*. (2004) pa ugotavljajo, da ohranjenih 0,9 m^2/ha že bistveno izboljša prehranjevalne razmere za triprstega detla, a priporočajo ohranjanje vsaj 1,6 m^2/ha. Po obsežnem pregledu literature so do podobnega sklepa prišli tudi Basile *et al*. (2023), ki priporočajo visoko mero previdnosti pri sanitarnih sečnjah v habitatih triprstega detla in puščanje zadostne količine odmrle lesne biomase, nastale po naravnih motnjah.

Umeščanje infrastrukture bodisi za proizvodnjo energije, gospodarstvo, rekreacije itd. ima lahko na populacije pomemben negativen vpliv, če pride do umeščanja v gnezditveni habitat triprstega detla (Imbeau & Desrochers 2002a). Prav tako umeščanje ostale infrastrukture in gozdnih prometnic ter vlak v nova, do sedaj neodprta območja gozdov negativno vpliva na populacije triprstega detla in ostale gozdne specialiste, saj je s tem največkrat povezano povečanje intenzitete gospodarjenja z gozdom na tem območju (Mihelič & Höfferle 2023).

Tujerodne vrste imajo lahko negativen vpliv na populacije triprstega detla, če na območju prihaja do pomlajevanja sestojev s tujerodnimi vrstami iglavcev npr. duglazije (*Pseudotsuga menziesii),* saj do sedaj ni dokazov, da bi jih triprsti detel sploh uporabljal. Pregledni članek o vplivu tujerodnih drevesnih vrst na tla in biodiverziteto v Evropi kaže, da te negativno vplivajo na biodiverziteto žuželk in specifično členonožcev (Wohlgemuth *et al*. 2022), ki so glavna hrana triprstega detla.

V tabeli so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 7: Dejavniki, ki vplivajo na triprstega detla, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
gozdarstvo - odstranjevanje odmrlega, odmirajočega in/ali debelega drevja iz gozda, intenzivna sečnja, vključno z goloseki in sanitarno sečnjo	zelo pomemben (-)	Burdett & Niemi 2002, Pakkala *et al*. 2002, Pechacek & d'Oleire-Oltmanns 2004, Fayt *et al*. 2005, Wesołowski *et al.* 2005, Perušek 2006, Roberge *et al.* 2008, Kajtoch *et al*. 2013, Shurulinkov *et al*. 2012., Mihelič 2015, Żmihorski *et al*. 2019
klimatske spremembe	pomemben (-)	Hanewinkel *et al*. 2013, Adamič *et al.* 2023, Popović *et al.* 2024 Zaradi višanja temperatur se bo areal vrste v prihodnjih desetletjih močno skrčil.
gozdarstvo - graditev novih gozdih prometnic in gozdnih vlak	pomemben (-)	Mihelič & Höfferle 2023 Povečana gostota gozdnih prometnic in gozdnih vlak praviloma vodi v povečano sečnjo.
gozdarstvo - sajenje tujerodnih lesnih vrst (npr. duglazije)	manj pomemben (-)	Vpliv dejavnika na vrsto ni bil ovrednoten, vendar pregledna študija kaže na negativen vpliv tujerodnih drevesnih vrst na avtohtone evropske vrste žuželk (Wohlgemuth *et al*. 2022). Delež duglazije v lesni zalogi Slovenije je

		zelo majhen (ZGS 2023), zato je obseg vpliva dejavnika ocenjen kot manj pomemben.
infrastruktura (za proizvodnjo energije, gospodarstvo, rekreacijo ipd.)	lokalno pomemben (-)	Imbeau & Desrochers 2002a, Mihelič & Höfferle 2023
ekstremni vremenski pojavi, naravne nesreče (žledolom, vetrolom, snegolom, požar)	zelo pomemben (+)	Bütler & Schlaepfer 2002, Versluijs *et al*. 2022, Basile *et al*. 2023 Vpliv je pozitiven, saj se zaradi podrtih in poškodovanih dreves za določen čas poveča količina hrane za triprstega detla, vendar pa lahko hitra in temeljita sanacija ta pozitiven vpliv izniči.
IRP06 Naložbe v ureditev gozdne infrastrukture, IRP07 Naložbe v nakup nove mehanizacije in opreme za delo v gozdu IRP15 Naložbe v sanacijo in obnovo gozdov po naravnih nesrečah in neugodnih vremenskih razmerah	pomemben (-/+)	Vrednotenje omenjenih intervencij za vrsto ne obstaja, vendar o njihovem potencialnem pomenu lahko sklepamo glede na njihov vpliv na rabo gozdnega prostora (sečnja - obseg in način, odstranjevanje odmrlih, odmirajočih in debelih dreves, sadnja dreves itd., glej Mihelič & Höfferle 2023). Sanitarna sečnja ima na vrsto izjemo negativen vpliv, saj pri njej pride do odstranitve prehranjevalnih in gnezditvenih dreves, ponekod pa tudi do bistvenega zmanjšanja deleža iglavcev v lesni zalogi in s tem do spremembe značaja gozda (npr. Denac 2014, 2016, 2018, 2020). Potencialni negativni vplivi: povečanje odprtosti gozdov z gozdnimi prometnicami vodi v povečano sečnjo (Mihelič & Höfferle 2023), kar pa negativno vpliva na habitat triprstega detla. Sodobna mehanizacija za sečnjo lahko vodi v izenačenost sestojev po starosti in v preferiranje točno določene starosti sestojev (saj je v starostno homogenih sestojih mehanizacija bolj učinkovita). Obnova gozdov po naravnih nesrečah lahko poteka z rastišču neprimernimi ali tujerodnimi vrstami (npr. duglazijo). Potencialni pozitivni vplivi: Obnova gozdov po naravnih nesrečah lahko poteka z rastišču primernimi vrstami (npr. jelko).

VIRI

Adamič P.C., Levanič T., Hanzu M., Čater M. (2023): Growth Response of European Beech (*Fagus sylvatica* L.) and Silver Fir (*Abies alba* Mill.) to Climate Factors along the Carpathian Massive. *Forests 14* (7): 1318.

Balasso M. (2016): Ecological requirements of the three-toed woodpecker (*Picoides tridactylus* L.) in boreal forests of northern Sweden. MSc Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Science, Department of Wildlife, Fish and Environmental Studies, Umeå.

Basile M., Krištin A., Mikusinski G., Thorn S., Zmihorski M., Pasinelli G., Brockerhoff G.E. (2023): Salvage Logging Strongly Affects Woodpecker Abundance and Reproduction: A Meta-analysis. Current Forestry Reports 9: 1-14.

Burdett C.L., Niemi G.J. (2002): Conservation Assessment for Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*). USDA Forest Service, Eastern Region.

Bütler R., Schlaepfer R. (2002): Three-toed Woodpeckers as an alternative to bark beetle control by traps. V: Pechacek P., W. d'Oleire-Oltmanns (ur.): International Woodpecker Symposium. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 48: 13-26.

Bütler R., Angelstam P., Schlaepfer R. (2004): Quantitative snag targets for the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. Ecological bulletins 51: 219-232.

Bütler R., Wermelinger B. (2014): Borkenkäfer aufgepasst: Dreizehenspecht. Bündnerwald 3: 49-53.

Czeszczewik D., Walankiewicz W., Mitrus C., Tumiel T., Stanski T., Sahel M., Bednarczyk G. (2012): Importance of dead wood resources for woodpeckers in coniferous stands in the Białowieza Forest. Birdlife Conservation International 23: 414-425.

Denac K. (2013): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 180-201. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Denac D., Kmecl P., Figelj J., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2012 in 2013. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS-BirdLife Slovenia, Ljubljana.

Denac K. (2014): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 142-152. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Kmecl P., Denac D., Bordjan D., Jančar T., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic - popisi gnezdilk 2014. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2015): Popis triprstega in belohrbtega detla na SPA Kočevsko v letu 2015. Poročilo. Projekt »Ohranjanje Natura 2000 območij na Kočevskem - LIFE KOČEVSKO (LIFE13 NAT/SI/000314)«. Naročnik: Zavod za gozdove Slovenije. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2016): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 152-164. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Božič L., Jančar T., Denac D., Bordjan D., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst

ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2017): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 118-130. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Jančar T., Denac D., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2017. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2018): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 141-151. V: Denac K., Jančar T., Božič L., Mihelič T., Koce U., Kmecl P., Kljun I., Denac D., Bordjan D. (2018): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2018 in sinteza monitoringa 2016-2018. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2024): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 180-201. V: Denac, K., P. Kmecl, T. Mihelič, L. Božič, T. Jančar, D. Denac, D. Bordjan & J. Figelj: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K. (2025): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 138-147. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Mihelič T., Denac D., Božič L., Kmecl P., Bordjan D. (2011): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Popisi gnezdilk spomladi 2011 in povzetek popisov v obdobju 2010-2011. Končno poročilo. Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor. DOPPS, Ljubljana.

Fayt P., Machmer M.M., Steeger C. (2005): Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review. Forest Ecology and Management 206: 1-14.

Hanewinkel M., Cullmann D. A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Zimmermann N.E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Nature Climate Change 3 (3): 203–207.

Imbeau L., Desrochers A. (2002a): Area sensitivity and edge avoidance: The case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. Forest Ecology and Management 164: 249-256.

Imbeau L., Desrochers A. (2002b): Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. Journal of Wildlife Management 66 (1): 222-231.

Kajtoch Ł., Figarski T., Pełka J. (2013): The role of structural elements of forest in determining the occurence of two specialist woodpecker species in the Carpathians, Poland. Ornis Fennica 90: 23-40.

Mihelič T. (2015): Popis ptic gorskega smrekovega gozda v Triglavskem narodnem parku. Acta Triglavensia 3: 126-139.

Mihelič T. (2023): Popis triprstega detla *Picoides tridactylus* na območju Jelovice v letu 2023 – projekt JeloviZA. Naročnik: ZRSVN Kranj. DOPPS – BirdLife Slovenija, Ljubljana.

Mihelič T., Höfferle P. (2023): Analiza vpliva gradnje in priprave gozdnih vlak na ugodno ohranitveno stanje vrst na območjih Natura 2000 v obdobju 2005 – 2021.

MOP (2014): Žledolom 2014. [http://www.mop.gov.si/si/delovna_podrocja/zmanjsevanje_posledic_naravnih_nesrec/zledolom_2014/], 10/09/2018.

Pakkala T., Hanski I., Tomppo E. (2002): Spatial ecology of the three-toed woodpecker in managed forest landscapes. Silvia Fennica 36 (81): 279-288.

Pechacek P., d'Oleire-Oltmanns W. (2004): Habitat use of the three-toed woodpecker in central Europe during the breeding period. Biological Conservation 116: 333-341.

Pechacek P., Kristin A. (2004): Comparative diets of adult and young Three-toed Woodpeckers in a European alpine forest community. Journal of Wildlife Management 68 (3): 683-693.

Perušek M. (2006): Vpliv ekoloških in nekaterih drugih dejavnikov na razširjenost izbranih vrt ptic v gozdovih Kočevske. Magistrsko delo. Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire.

Popović T., Ćurčić N.B., Đurđić S., Stanojević G., Raković M. (2024): An Assessment of the Climate Change Impacts on the Distribution of the Glacial Relict Woodpecker Three-Toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. *Animals* 14 (13): 1879.

Roberge J.M., Angelstam P. & Villard M.A. (2008): Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – Deriving quantitative targets for conservation planning. Biological Conservation 141: 997-1012.

Shurulinkov P., Stoyanov G., Komitov E., Daskalova G., Ralev A. (2012): Contribution to the knowledge on distribution, number and habitat preferences of rare and endangered birds in Western Rhodopes Mts, Southern Bulgaria. Strigiformes and Piciformes. Acta Zoologica Bulgarica 64 (1): 43-56.

Sinjur I., Vertačnik G., Likar L., Hladnik V., Miklavčič I., Gustinčič M. (2014): Žledolom januarja in februarja 2014 v Sloveniji – prostorska in časovna spremenljivost vremena na območju dinarskih pokrajin. Gozdarski vestnik 72 (7–8): 299-309.

Stanič D. (2023): Triprsti detel *Picoides tridactylus*. Str. 144-155. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Tome D., Vrezec A., Ambrožič Ergaver Š., Kapla A., Kocijančič S., Kuhelj A., Žunič Kosi A. & Bedjanič M. (2020): Poročilo o evidentiranju izhodiščnega stanja izbranih vrst in habitatnih tipov na IP območjih - Akcija A.1.2: Območje Grintovci (SI5000024): Triprsti detel (*Picoides tridactylus*): Končno poročilo za projekt »LIFE Integrirani projekt za okrepljeno upravljanje Nature 2000 v Sloveniji«, LIFE17 IPE/SI/000011 LIFE-IP NATURA.SI. Nacionalni inštitut za biologijo, Oddelek za raziskave organizmov in ekosistemov, Ljubljana. 44 str. [Naročnik: Ministrstvo za okolje in prostor, Ljubljana].

Versluijs M., Mikusiński G., Roberge J.-M. (2022): Foraging behaviour of the Eurasian Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* in its peak abundance after wildfire. Ardea 110: 75–88.

Wesołowski T., Czeszczewik D., Rowinski P. (2005): Effects of forest management on Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* distribution in the Białowieża Forest (NE Poland): conservation implications. Acta Ornithologica 40: 53-60.

Wohlgemuth T., Gossner M.M., Campagnaro T., Marchante H., van Loo M., Vacchiano G., Castro-Díez P., Dobrowolska D., Gazda A., Keren S., Keserű Z., Koprowski M., La Porta N., Marozas V., Holm Nygaard P., Podrázský V., Puchałka R., Reisman-Berman O., Straigytė L., Ylioja T., Pötzelsberger E., S. Silva J. (2022): Impact of non-native tree species in Europe on soil properties and biodiversity: a review. NeoBiota 78: 45-69.

ZGS (2018): Poročilo o obsegu poškodb zaradi vetroloma v decembru 2017 v slovenskih gozdovih in ukrepih za njihovo sanacijo – stanje na dan 18.1.2018. [http://www.zgs.si/aktualno/sporocila_za_javnost/news_article/porocilo_o_obsegu_poskodb_zaradi_vetroloma_v_decembru_2017_v_slovenskih_gozdovih_in_ukrepi_410/index.html], 10/09/2018.

ZGS (2023): Območni gozdnogospodarski in lovsko upravljavski načrti za obdobje 2021–2030. Kompendij. Zavod za gozdove Slovenije, Ljubljana.

Żmihorski M., Hebda G., Eggers S., Månsson J., Abrahamsson T., Czeszczewik D., Walankiewicz W., Mikusiński G. (2019): Early post-fire bird community in European boreal forest: Comparing salvage-logged with non-intervention areas. Global Ecology and Conservation 18: e00636.

NAVADNA ČIGRA *Sterna hirundo*

POVZETEK

Leta 2026 je navadna čigra na SPA Drava že sedmo leto zapored gnezdila le na dveh lokacijah/popisnih enotah na Ptujskem jezeru (136 parov na Prodnatem otoku 1 in 143 parov na Prodnatem otoku 2). Skupaj je gnezdilo 279 parov, kar je največ doslej (37 % več kot v letu 2025 in 28 % več kot v letu z največjih številom do letos – 2018). Edino drugo zasedeno gnezdišče v kontinentalni Sloveniji leta 2026 je bilo ponovno na umetnem prodnatem otoku na Brežiškem jezeru. Populacijski trend navadne čigre na SPA Drava, izračunan s program TRIM (obdobje 2004–2026), je negotov. Velikost gnezdeče populacije navadne čigre v Sloveniji v obdobju 2024–2026 je ocenjena na 450–590 parov. Opažanja v gnezditveni sezoni 2026 so potrdila večino ugotovitev iz predhodnih let, tako v zvezi z zaraščanjem Prodnatega otoka 1, obnovljenega v letih 2022/2023, kot tudi ukrepa za preprečevanja zaraščanja s podlaganjem plastične folije pod tanko vrhnjo plast proda na Prodnatem otoku 2. Omenjeni, v zadnjih letih sicer uveljavljen in srednjeročno učinkovit ukrep, ne predstavlja ustrezne celovite in trajne rešitve za vzdrževanje optimalnih gnezdišč navadne čigre na Ptujskem jezeru (trajanje tako pripravljenih površin je največ nekaj let), razen tega pa ga je zaradi zaradi občutnega delovnega in finančnega vložka na prostovoljni ravni mogoče izvajati le v omejenem obsegu. Zaradi uspevanja goste in visoke, za gnezdenje vrste povsem neprimerne zarasti na obsežnih površinah obeh prodnatih otokov, je navadna čigra na preostalih primernih predelih gnezdila v veliki gostoti. Poleg različnih od gostote odvisnih populacijskih procesov (manjša rodnost/povečana smrtnost pri večjih gostotah ipd.) so takšne kolonije potencialno podvržene veliki umrljivosti osebkov v primeru pojava visoko patogene aviarne influence (HPAI). Zbrani in na kratko opisani so vsi najpomembnejši aktualni dejavniki, ki vplivajo na stanje populacije navadne čigre na SPA Drava.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popisi navadne čigre so bili izvedeni v skladu s predlagano metodo popisa. Izvajali smo redne preglede kolonije na Ptujskem jezeru, v okviru katerih smo spremljali vse faze gnezditve in opravili več štetij z nasipa jezera tekom celotne gnezditvene sezone. Število gnezdečih parov v koloniji smo tudi leta 2026 podrobno ugotavljali z analizo slik visoke ločljivosti, narejenih z brezpilotnim letalnikom (slika 1), skladno s priporočili v Martinović *et al.* (2019). Tudi tokrat smo opravili en obisk kolonije (2. 6. 2026), namenjen oceni stanja gnezdišč in izvedenih ukrepov za njihovo ohranitev.



Slika 1: Primer slik visoke ločljivosti, narejenih z brezpilotnim letalnikom, ki so bile uporabljene za ugotavljanje števila gnezdečih parov navadne čigre v koloniji na Ptujskem jezeru. Prodnati otok 1 (zgoraj) in Prodnati otok 2 (spodaj); rdeči krogi označujejo gnezdeče pare/osebke navadne čigre). Datum snemanja: 22. 5. 2026.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Vsi popisi kolonij navadnih čiger so bili opravljeni znotraj predvidenega datumskega okvirja, in sicer med začetkom aprila in sredino julija. Posebej so bili spremljani različni stadiji gnezditvenega ciklusa: prihod osebkov na gnezdišča, obdobje pred začetkom gnezdenja (formirani pari, svatovanje, parjenje), gradnja gnezd, valjenje in izleganje mladičev, zgodnja in pozna doba begavcev, operjeni (speljani) mladiči ter odhod čiger z gnezdišč.

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popis je bil opravljen v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV V SEZONI 2026:

10 / 10

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI V SEZONI 2026:

12 / 13

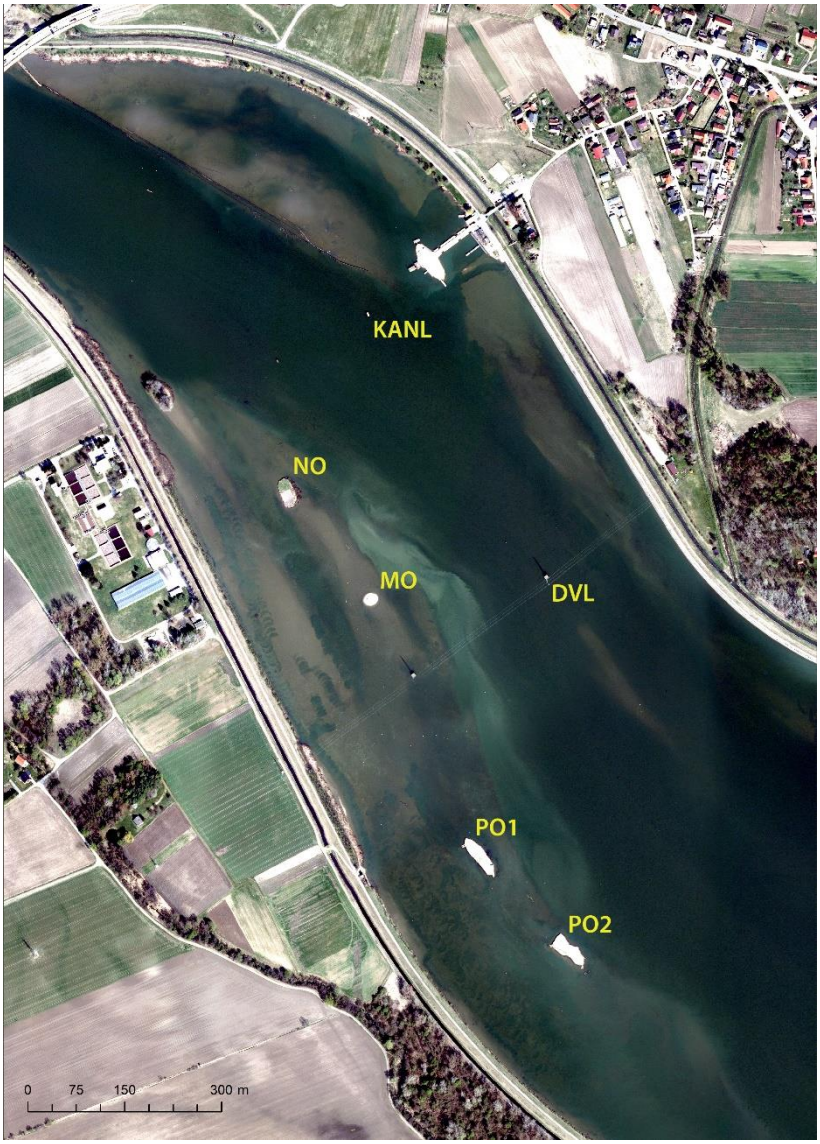
POPISNO OBMOČJE 2026:

V okviru popisa navadne čigre leta 2026 smo na SPA Drava pregledali vsa potencialna, vsa nekdanja in vsa zasedena gnezdišča vrste na treh območjih, kjer je vrsta gnezdila v recentnem času: Ptujskem jezeru, Ormoškem jezeru in Ormoških lagunah (10 lokacij, slika 2).

Tabela 1: Seznam lokacij / popisnih enot monitoringa navadne čigre na IBA/SPA Drava.

Lokacija	**Popisna enota**
Ptujsko jezero – desni daljnovodni podstavek	cigra01
Ptujsko jezero – levi daljnovodni podstavek	cigra02
Ptujsko jezero – Novi otok	cigra03
Ptujsko jezero – Mali otok	cigra04
Ormoške lagune – strukture	cigra06
Ormoško jezero – strukture	cigra07
Ptujsko jezero – levi zračnik kanalizacije	cigra08
Ptujsko jezero – Prodnati otok 1	cigra09
Ptujsko jezero – Prodnati otok 2	cigra10
Ormoško jezero – otok*	cigra11

* Otok se nahaja na hrvaški strani jezera, vendar pa so čigre gnezdeče na njem uporabljale tudi del, ki pripada Sloveniji. Domnevno je šlo za kolonijo, ki je do leta 2011 gnezdila v Ormoških lagunah, nato pa se je preselila na Ormoško jezero. Podatki z ormoških lokacij so bili v celoti vključeni v predhodna poročila monitoringa.



Slika 2: Gnezdišča navadne čigre na Ptujskem jezeru (vse nekdanje in v letu 2026 zasedene lokacije z navedenimi imeni); SPA Drava. NO – Novi otok, MO – Mali otok, PO1 – Prodnati otok 1, PO2 – Prodnati otok 2, DVL – levi daljnovodni podstavek, KANL – levi zračnik kanalizacije.

REZULTATI

Rezultat popisa vrste

Leta 2026 je navadna čigra na SPA Drava, tako kot že v minulih šestih letih, gnezdila le na dveh lokacijah/popisnih enotah na Ptujskem jezeru, med seboj oddaljenih slabih 150 m (Prodnati otok 1 in 2). Na nekdaj redno zasedenih daljnovodnih podstavkih (zadnjič 2014), Novem otoku (zadnjič 2014) in Malem otoku (zadnjič 2013) v tem letu ni gnezdila. Prav tako ni gnezdila na otoku na Ormoškem jezeru (zadnjič 2019) in v Ormoških lagunah (zadnjič 2011). Edino drugo leta 2026 zasedeno gnezdišče v kontinentalni Sloveniji je bilo ponovno na umetnem prodnatem otoku na Brežiškem jezeru.

Skupaj je leta 2026 na SPA Drava (Ptujsko jezero) gnezdilo 279 parov navadne čigre, kar je največ doslej (37 % več kot v letu 2025 in 28 % več kot v letu z največjih številom do letos –

2018). Čigre so bile tako kot že v predhodnem letu dokaj enakomerno porazdeljene med obema zasedenima gnezdiščema: na Prodnatem otoku 1 je gnezdilo 136 parov, na Prodnatem otoku 2 pa 143 parov (sliki 3 in 4). Gnezdeča populacija je bila sedmo leto zapored (od 2020 naprej) skoncentrirana na enem samem območju na SPA Drava (tabela 2). Navadne čigre smo sicer skozi celotno sezono redno opazovali tako na Ormoškem jezeru kot v Ormoških lagunah, kjer pa gnezdenja ni bilo kljub razpoložljivosti primernega gnezdišča na slednji lokaciji.

Tabela 2: Velikost gnezditvene populacije navadne čigre na SPA Drava v obdobju po izgradnji vseh obstoječih umetnih otokov na Ptujskem in Ormoškem jezeru (2015–2026)

Lokacija / popisna enota	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**
cigra01												
cigra02												
cigra03												
cigra04												
cigra08	3											
cigra09	56	85	118	70	38	20	146	144	49	59	103	136
cigra10				148	79	130	18	69	131	114	101	143
Ptujsko jezero	59	85	118	218	117	150	164	213	180	173	204	279
cigra07												
cigra11	48	82	58		30							
Ormoško jezero	48	82	58	0	30	0	0	0	0	0	0	0
cigra06												
Ormoške lagune	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SPA Drava	107	167	176	218	147	150	164	213	180	173	204	279

Trend vrste

Populacijski trend navadne čigre na SPA Drava za obdobje 2004-2026, izračunan s program TRIM, je negotov, z vrednostjo 1.0459 ± 0.0279 (skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE).

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti navadne čigre **na popisnih območjih** monitoringa SPA (SPA Drava) za obdobje 2024-2026 je 173-279 parov (tabela 2).

Ocena številčnosti navadne čigre **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska in se jo redno spremlja (Drava, Škocjanski zatok, Sečoveljske soline), je narejena na osnovi rezultatov monitoringa SPA, naravovarstvenega monitoringa Sečoveljskih solin in spremljanja stanja avifavne v Naravnem rezervatu Škocjanski zatok (tabela 3).

Tabela 3: Populacijske ocene za navadno čigro na SPA v obdobju 2024–2026

SPA	**Populacijska ocena**	**Vir za oceno**
Drava	173–279 parov	Božič 2024, 2025, to delo
Škocjanski zatok	139–240 parov	DOPPS *lastni podatki*
Sečoveljske soline	24–107 parov	Škornik 2026

Ocena številčnosti navadne čigre **v Sloveniji** je povzeta po zgoraj navedenih popisih in virih ter oceni za Brežiško jezero. Populacijska ocena za obdobje 2024–2026 tako znaša **450–590 parov**.



Slika 3: Pogled na gorvodni del Prodnatega otoka 2 z vidnim celotnim območjem gnezdenja navadnih čiger. Odprti, pretežno neporaščeni oz. zmerno poraščeni predeli so vztrajali izključno na območju, kjer je bila pred začetkom gnezditvene sezone kolonijskih vrst leta 2025 prodnata površina podložena s plastično folijo; 22. 5. 2026.



Slika 4: Pogled na oba ločena dela Prodnatega otoka 1, kjer so leta 2026 gnezdile navadne čigre – gorvodni del (zgoraj) in nizvodni del (spodaj); 22. 5. 2026.

DISKUSIJA

V zadnjih letih je gnezdenje navadne čigre na SPA Drava omejeno na oba prodnata otoka na Ptujskem jezeru, kar se je nadaljevalo tudi v letu 2026. Druga nekdanja in potencialna gnezdišča vrste na tem območju, z izjemo otoka v Ormoških lagunah, za vrsto niso bila primerna zaradi napredujoče sukcesije, odsotnosti upravljanja (brez ciljnih ukrepov za vzdrževanje gnezdišč navadne čigre) in/ali zasedenosti z gnezdečimi pari drugih kompetitivnih kolonijskih oz. solitarnih vrst. Odsotnosti gnezdenja vrste v Ormoških lagunah, kjer je bilo leta 2021 načrtno oblikovano ustrezno gnezdišče, ki ga upravljalec redno vzdržuje v primernem stanju za gnezdenje vrste in izvaja nekatere dodatne ukrepe za privabljanje osebkov (nameščanje maket gnezdečih ptic), ne znamo pojasniti. V splošnem sicer literatura navaja, da navedene tehnike privabljanja navadno ne zadoščajo za odvračanje ptic od ustaljenih gnezdišč (Arnold *et al.* 2020), kar verjetno velja tudi za SPA Drava. Razvoj gnezdišč, kronologija izvedenih ukrepov in druge okoliščine, ki so privedle do trenutnega stanja populacije ter gnezdišč navadne čigre na SPA Drava, so podrobno opisani v poročilih predhodnih let in preglednem znanstvenem članku (Denac & Božič 2019), nekatere bistvene značilnosti pa so povzete tudi v poglavju tega poročila o dejavnikih, ki vplivajo na navadno čigro.

Opažanja v gnezditveni sezoni 2026 so potrdila večino ugotovitev iz predhodnih let:

- Zaraščanje v obdobju 2022/2023 obnovljenega Prodnatega otoka 1 pričakovano napreduje. Razporeditev gnezdečih parov je sicer bila leta 2026 zelo podobna kot v lanskem letu, se je pa površina za vrsto primerne podlage občutno zmanjšala. Na osnovi stanja gnezdišč leta 2025 smo pred letošnjo gnezditveno sezono na c. 100 m^2 zunanjega osrednjega dela otoka prostovoljno izvedli preizkušen ukrep za preprečevanja zaraščanja s podlaganjem plastične folije pod tanko vrhnjo plast proda (glej Božič 2020, 2021), ki pa je čigre nato niso množično uporabljale za gnezdenje, saj je nekaj parov gnezdilo le na njenem obrobju. Na osnovi obiska kolonije v fazi ob koncu valjenja/začetku izleganja mladičev in spremljanja z bregov jezera ocenjujemo, da je velik del parov, zlasti na gorvodnem delu, gnezdil v suboptimalnih pogojih (precej visoka, bujno razraščena zelnata vegetacija že sredi gnezditvene sezone, slika 5), kjer je bil gnezditveni uspeh domnevno slab (glej Božič 2020). Izbira gnezdišča je pri pticah eden ključnih korakov v procesu izbire habitata, pri katerem morajo uskladiti številne biotske in abiotske dejavnike, ki lahko vplivajo na uspešnost gnezdenja. Pri navadni čigri sta zelo pomembna dejavnika zakritost gnezda z okoliško vegetacijo ter njegova lega znotraj kolonije, saj med drugim vplivata na verjetnost, da ga morebitni plenilci odkrijejo ali dosežejo (Degot *et al.* 2024). Zaradi intenzivnega zaraščanja Prodnatega otoka 1 je bila redna vsakoletna prostovoljna akcija odstranjevanja zarasti časovno in fizično delovno zelo zahtevna, kljub sodelovanju večjega števila ljudi (30). Ob morebitnem stopnjevanju procesa je vprašljiva nadaljna izvedljivost ukrepa v takšni obliki.
- Na Prodnatem otoku 2 je velika večina parov navadne čigre gnezdila na površini, ki je bila pred gnezditveno sezono leta 2025 pripravljena z ukrepom podlaganja plastične folije pod tanko vrhnjo plast proda leta. Večji del omenjene površine je bil še sredi gnezditvene sezone v zadovoljivem stanju, česar pa ne moremo trditi za preostali del otoka, ki je bil takrat že praktično v celoti poraščen z gosto in visoko zelnato vegetacijo (slika 6). Ocenjujemo, da bo omenjena površina primerna za gnezdenje navadne čigre še v naslednji sezoni, njena nadaljna funkcionalnost pa je vprašljiva.

Zaradi uspevanja goste in visoke, za gnezdenje navadne čigre povsem neprimerne zarasti na obsežnih površinah obeh prodnatih otokov, vrsta na preostalih primernih predelih v večini let gnezdi v veliki gostoti. To je bilo zaradi rekordne velikosti gnezdeče populacije in napredujočega intenzivnega zaraščanja gnezditvenega substrata v letošnjem letu še posebej izrazito – na območjih največjih zgostitev so pari gnezdili največ 1 m vsaksebi. Poleg različnih od gostote odvisnih populacijskih procesov (manjša rodnost/povečana smrtnost pri večjih gostotah ipd.) so takšne kolonije potencialno podvržene veliki umrljivosti osebkov v primeru pojava visoko patogene aviarne influence (HPAI) (glej Becker & Ludwigs 2004, Božič 2023). Znova je treba opozoriti tudi, da zgoraj omenjen, sicer uveljavljen in srednjeročno učinkovit ukrep, ne predstavlja ustrezne celovite in trajne rešitve za vzdrževanje optimalnih gnezdišč navadne čigre na Ptujskem jezeru (trajanje tako pripravljenih površin je največ nekaj let), razen tega pa ga je zaradi zaradi občutnega delovnega in finančnega vložka na prostovoljni ravni mogoče izvajati le v omejenem obsegu (največ na nekaj 100 m^2 površin).



Slika 5: Detajl gnezdišč navadne čigre na Prodnatem otoku 1 – levo gorvodni del (večina parov je gnezdila na zaraščajočem se območju, vidnem na zgornjem delu slike), desno nizvodni del; 2. 6. 2026 (foto: L. Božič).



Slika 6: Osrednji del gnezdišča navadne čigre na Prodnatem otoku 2. Dobro je vidna razlika med prodnato površino, podloženo s plastično folijo (spredaj), in preostalimi predeli; 2. 6. 2026 (foto: L. Božič).

V nadaljevanju so navedeni in na kratko opisani najpomembnejši aktualni dejavniki, ki vplivajo na stanje populacije navadne čigre na SPA Drava. Bolj splošen pregled pritiskov in groženj vrsti v porečju Drave in Save je podan v Kralj *et al.* 2020.

Zaraščanje gnezditvenih otokov – naravna sukcesija umetnih gnezdišč na Ptujskem jezeru, katere obseg in hitrost razraščanja se sčasoma (navadno v nekaj letih) stopnjujeta do te mere, da je že pred koncem gnezditvene sezone površina gnezdišč pretežno oz. v celoti zaraščena z zelmi. Do sedaj izvedeni ukrepi obnove gnezdišč so napredovanje sukcesije le upočasnili oz. omejili, niso pa preprečili postopnega slabšanje gnezdilnega substrata in zmanjševanja dejansko uporabne gnezdilne površine otokov, saj se navadne čigre predelom z gosto vegetacijo izogibajo (Kress 2000). Kot takšni ne predstavljajo dolgoročne rešitve za vzdrževanje gnezdišč v ugodnem stanju in posledično stabilne populacije navadne čigre z dobrim gnezditvenim uspehom na SPA Drava.

Slabšanje stanja gnezdišč – vključuje spremembe značilnosti gnezdišč na Ptujskem jezeru zaradi erozijskega delovanja rečnega toka, zniževanja kote gnezdišč zaradi posedanja otokov ter odnašanja materiala, propadanja osnovne strukture otokov ipd., katerih posledice so zmanjševanje dejansko uporabne gnezdilne površine otokov, povečana nevarnost poplavljanja gnezdišč, povečana umrljivost mladičev ipd. Do sedaj izvedeni ukrepi obnove gnezdišč ne predstavljajo trajne rešitve za odpravo ali omilitev negativnih vplivov dejavnika.

Motnje na gnezdiščih – večinoma so posledica rekreacijskih dejavnosti, zlasti vožnje s športnimi plovili in ribolova, v manjši meri pa posledica izvajanja del v okviru pilotskega projekta urejanja Ptujskega jezera in opravil vzdrževanja plovbnega območja v neposredni okolici gnezditvenih otokov. Vznemirjanje lahko prepreči normalno zasedanje gnezdišč ter povzroči izgubo jajc in mladičev zaradi podhladitve ali pregrevanja (Arnold *et al.* 2020). Del jezera, na katerem se nahajajo otoki, je opredeljen kot t.i. cona C – mirna cona, v kateri velja splošna prepoved plovbe (Odlok o določitvi plovbnega režima na reki Dravi in Ptujskem jezeru, Uradni vestnik Mestne občine Ptuj, št. 12/06 in 13/07; Uradni list RS, št. 42/09, 34/10 in 12/20). Večina zabeleženih kršitev plovbnega režima v zadnjih letih, ki so povzročile motnje gnezdečih navadnih čiger, je bila domnevno zaradi slabe informiranosti kršiteljev o veljavnem režimu.

Majhno število gnezdišč – značilnost gnezdeče populacije navadne čigre SPA Drava v obdobju po 2020/21 je velika zgostitev parov na enem samem območju, medtem ko so bila vsa nekdanja druga gnezdišča/območja opuščena, kar se je zgodilo tudi na drugih, sicer le občasno oz. kratkotrajno zasedenih lokacijah v SV Sloveniji. Posledično je kolonija na Ptujskem jezeru podvržena različnim od gostote odvisnim populacijskim procesom (manjša rodnost/povečana smrtnost pri večjih gostotah ipd., Becker & Ludwigs 2004) in nekaterim drugim (potencialnim) negativnim vplivom (glej Božič 2023 oz. spodaj). Ukrepi oblikovanja novih in vzdrževanje obstoječih primernih gnezdišč na drugih območjih vzdolž Drave (Ormoške lagune, Ormoško jezero) v zadnjih letih niso bili uspešni, drugod v SV Sloveniji pa niso bili izvedeni.

Izbruhi visoko patogene aviarne influence (HPAI) – izbruhi takšnih razsežnosti, kot je bil v večjem delu Evrope (vključno s Ptujskim jezerom) zabeležen leta 2023, lahko pri kolonijsko

gnezdeči navadni čigri povzročijo občuten upad populacije in slab gnezditveni uspeh zaradi velike umrljivosti odraslih osebkov ter propada večjega števila gnezd in nedoraslih mladičev. Kot enega redkih možnih omilitvenih ukrepov za zaščito kolonijskih vrst navajajo zgodnje pobiranje in odstranjevanje kadavrov ob začetku izbruha, zaradi česar bi bila nujna izdelava protokola za hitro ukrepanje ob zaznavi izbruha. Ustrezen ukrep je tudi zagotavljanje alternativnih oz. dodatnih gnezdišč, s čimer je mogoče doseči porazdelitev lokalne populacije med več gnezditvenih lokacij in s tem zmanjšanje možnosti prenosa okužbe med osebki (glej prejšnjo alinejo).

Plenjenje – gnezda in mladiče čiger plenijo vodni/kopenski in ptičji plenilci (Becker & Ludwigs 2004, Arnold *et al.* 2020). Na otoku na Ormoškem jezeru je dokumentiran močan plenilski pritisk vidre *Lutra lutra* sprva povzročil zelo slab gnezditveni uspeh, po letu 2019 pa je domnevno zaradi tega navadna čigra tam povsem prenehala z gnezdenjem. Izveden ukrep za zaščito omenjene kolonije ni bil uspešen. Sledovi plenjenja vidre so bili večkrat zabeleženi tudi na otokih na Ptujskem jezeru.

Klimatske spremembe – čeprav dejavnik večinoma povezujejo z morskimi kolonijami vrste (porast gladine morja, Arnold *et al.* 2020), nekatere pričakovane spremembe podnebja v prihodnosti vključujejo tudi pojave s (potencialnimi) negativnimi učinki na kontinentalnih območjih (npr. močnejše nevihtne padavine v SV Sloveniji, Bergant 2015), kot je npr. umrljivost odraslih osebkov/propad gnezd in mladičev zaradi poplavljanja gnezdišč ali neurij s točo – oboje že zabeleženo v koloniji na Ptujskem jezeru.

Degradacija rečnih habitatov – naravne rečne struge, zlasti njihovi razgibani, plitvi predeli, spadajo med najpomembnejša območja, na katerih čigre v času gnezdenja iščejo hrano (Tome *et al.* 2019, Martinović *et al.* 2023). Nekatera že izvedena oz. načrtovana vodnogospodarska dela v strugi Drave poslabšujejo stanje rečnih habitatov in spreminjajo fizikalne parametre vodnega telesa (ZRSVN 2025), kar predstavlja pomembno grožnjo populacijam številnih vrst rib in s tem tudi gnezdečim navadnim čigram, za katere je značilno, da hranijo mladiče skoraj izključno z ribami (Becker & Ludwigs 2004, Arnold *et al.* 2020).

Pretežno prostovoljni model upravljanja gnezdišč – številni ukrepi, ki bi bili potrebni za dolgoročno vzdrževanje gnezdišč navadne čigre v optimalnem stanju, s ciljem ohranjanja stabilne populacije vrste z dobrim gnezditvenim uspehom, tako tehnično, časovno in delovno kot tudi finančno občutno presegajo nivo prostovoljnega delovanja. Njihovo izvajanje je v obstoječem stanju prepuščeno izključno razpoložljivosti posameznih projektov/finančnih mehanizmov, sodelovanju koncesionarja za rabo vode za proizvodnjo električne energije na reki Dravi ter iznajdljivosti in lastnim vložkom DOPPS, ne pa dejanskim potrebam oz. aktualnemu stanju na terenu. Celoten sedanji, pretežno prostovoljni in dolgoročno nevzdržen model upravljanja, bi bilo treba nadomestiti z ustrezno sistemsko rešitvijo.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na navadno čigro, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
zaraščanje gnezditvenih otokov	kritično pomemben (-)	Basle 2022, Božič 2018, 2019, 2020, 2021, 2023, 2024, 2025, Denac *et al.* 2010, 2011, Denac & Božič 2013, 2019, Kress 2000
slabšanje stanja gnezdišč	zelo pomemben (-)	Basle 2022, Božič 2018, 2019, 2020, 2021, 2023, 2024, 2025
motnje na gnezdiščih	pomemben (-)	Arnold *et al.* 2020
majhno število gnezdišč	pomemben (-)	Becker & Ludwigs 2004, Božič 2023
izbruhi visoko patogene aviarne influence (HPAI)	pomemben (-)	El-Hacen 2022, Pohlmann *et al.* 2023
plenjenje	zelo pomemben (-)	Becker & Ludwigs 2004, Arnold *et al.* 2020
klimatske spremembe	pomemben (-)	Arnold *et al.* 2020
degradacija rečnih habitatov	pomemben (-)	ZRSVN 2025
pretežno prostovoljni model upravljanja gnezdišč	zelo pomemben (-)	Basle 2022, Božič 2018, 2019, 2020, 2021, 2023, 2024, 2025, Denac *et al.* 2010, 2011, Denac & Božič 2013, 2019

VIRI

Arnold J.M., Oswald S.A., Nisbet I.C.T., Pyle P., Patten M.A. (2020): Common Tern (*Sterna hirundo*), version 1.0. In: Billerman, S. M. (ur.): Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY. [https://doi.org/10.2173/bow.comter.01].

Basle T. (2022): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 141–150. V: Denac K., Basle T., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2022. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Becker P.H., Ludwigs J-D. (2004): *Sterna hirundo* Common Tern. BWP Update 6 (1/2): 91–137.

Bergant K. (2015): Podnebje v prihodnosti – koliko vemo o njem? [https://www.researchgate.net/publication/265403080_Podnebje_v_prihodnosti_-koliko_vemo_o_njem], 4. 8. 2026.

Božič L. (2018): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 163–172. V: Denac K., Jančar T., Božič L., Mihelič T., Koce U., Kmecl P., Kljun I., Denac D., Bordjan D. (2018): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2018 in sinteza monitoringa 2016–2018. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2019): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 137–146. V: Denac K., Božič L., Jančar T., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2019. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2020): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 158–168. V: Denac K., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2020 in sinteza monitoringa 2019-2020. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2021): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 158–167. V: Denac K., Blažič B., Božič L., Kmecl P., Mihelič T., Denac D., Bordjan D., Koce U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2021. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2023): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 156–167. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021–2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2024): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 159–166. V: Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Denac D., Kmecl P., Koce U., Mihelič T., Stanič D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2024. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Božič L. (2025): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 148–157. V: Denac K., Božič L., Blažič B., Bordjan D., Koce U., Mihelič T., Očko U.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2025. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Degot E., Wistbacka R., Kaasalainen K., Lehikoinen A., Bosco L. (2024): Effects of predation pressure and nest-site selection on the breeding success of terns in a Finnish archipelago. Ornis Fennica 101 (3): 76–90.

Denac K., Božič L., Rubinić B., Denac D., Mihelič T., Kmecl P., Bordjan D. (2010): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Delno poročilo (dopolnjena verzija). Popisi gnezdilk in spremljanje preleta ujed spomladi 2010. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Mihelič T., Denac D., Božič L., Kmecl P., Bordjan D. (2011): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Popisi gnezdilk spomladi 2011 in povzetek popisov v obdobju 2010–2011. Končno poročilo. DOPPS, Ljubljana.

Denac D., Božič L. (2013): Navadna čigra *Sterna hirundo*. Str. 206–216. V: Denac K., Božič L., Mihelič T., Denac D., Kmecl P., Figelj J., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih vrst ptic – popisi gnezdilk 2012 in 2013. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo in okolje. DOPPS-BirdLife Slovenia, Ljubljana.

Denac D., Božič L. (2019): Breeding population dynamics of Common Tern *Sterna hirundo* and associated gull species with overview of conservation management in continental Slovenia. Acrocephalus 40 (180/181): 5–48.

El-Hacen H.M. (2022): Workshop report: Development and consequences of the recent bird flu outbreak among sandwich terns in the Wadden Sea and adjacent areas, 18–19 October 2022. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.

Kralj J., Martinović M., Tome D., Basle T., Božič L., Ječmenica B. (2020): Čezmejni akcijski načrt varovanja celinske populacije navadne čigre. Projekt Interreg V-A Si-Hr ČIGRA. ZZO HAZU, NIB, DOPPS, Biom. Zagreb, Ljubljana, Maribor.

Kress S. W. (2000): Colony Site Management Techniques. National Audubon Society, Ithaca.

Martinović M., Kralj J., Tome D., Basle T., Božič L., Ječmenica B. (2019): Čezmejni protokol monitoringa navadne čigre (*Sterna hirundo*) v porečju Save in Drave. Projekt Interreg V-A Si-Hr ČIGRA. ZZO HAZU, NIB, DOPPS, Biom. Zagreb, Ljubljana, Maribor.

Martinović M., Plantak M., Jurinović L., Kralj J. (2023): Importance of shallow river topography for inland breeding Common Terns. Journal of Ornithology 164: 705–716.

Pohlmann A., Stejskal O., King J., Bouwhuis S., Packmor F., Ballstaedt E., Hälterlein B., Hennig V., Stacker L., Graaf-Rau A., Hennig C., Günther A., Liang Y., Hjulsager C., Beer M., Harder T. (2023): Mass mortality among colony-breeding seabirds in the German Wadden Sea in 2022 due to distinct genotypes of HPAIV H5N1 clade 2.3.4.4b. The Journal of general virology 104 (4): 10.1099/jgv.0.001834.

Škornik I. (2026): Naravovarstveni monitoring Sečoveljskih solin 2026. SOLINE Pridelava soli d.o.o., Portorož.

Tome D., Martinović M., Kralj J., Božič L., Basle T., Jurinović L. (2019): Area use and important areas for Common Tern *Sterna hirundo* inland populations breeding in Slovenia and Croatia. Acrocephalus 40 (180/181): 55–67.

Zavod RS za varstvo narave: Nabor lokacij, kjer je smiselno odstraniti sedimente na Dravi (odsek Maribor - Zavrč) – strokovno mnenje o gradivu, 8. 9. 2025.

PISANA PENICA *Sylvia nisoria*

POVZETEK

Na SPA Ljubljansko barje smo na šestih transektih zabeležili en, na SPA Mura na petih transektih osem ter na SPA Snežnik-Pivka na šestih transektih 17 parov pisane penice. Trend pisane penice na teh treh redno popisovanih območjih za obdobje 2004-2026 je zmeren upad, kar je posledica zmernega upada na Ljubljanskem barju in ob Muri, medtem ko je bil trend 2004-2026 na SPA Snežnik – Pivka stabilen.

SKLADNOST S POPISNIM PROTOKOLOM

SKLADNOST Z METODO POPISA:

Popis je bil izveden v skladu s predvideno metodo popisa: pisane penice štejemo na cca. 2 km dolgih transektih (popisnih poteh). Lokacije vseh opazovanih in/ali slišanih osebkov vrišemo na DOF. Kot različne štejemo vse pare/pojoče samce, ki so med dvema popisoma med seboj oddaljeni vsaj 200 m. Znotraj istega popisa pojoče samce štejemo kot različne v dveh primerih: (1) če pojejo istočasno ali (2) če ne pojejo istočasno, mora biti njihova medsebojna oddaljenost vsaj 200 m.

SKLADNOST S SEZONO POPISA:

Popis je bil večinoma izveden v predvidenem sezonskem okvirju (5. 5.-15. 6.), odstopala je le ponovitev na transektih Muriša in Brezovica, ki je bila opravljena 20. 6. 2026. Menimo, da to ni vplivalo na rezultate (na Muriši smo v prvem popisu zabeležili dva, v drugem pa en par, v Brezovici pa le v drugem popisu en par).

SKLADNOST S KLJUČNIMI PARAMETRI MONITORINGA:

Popis je bil izveden v skladu s ključnimi parametri monitoringa.

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. PREGLEDANIH POPISNIH PLOSKEV 2026:

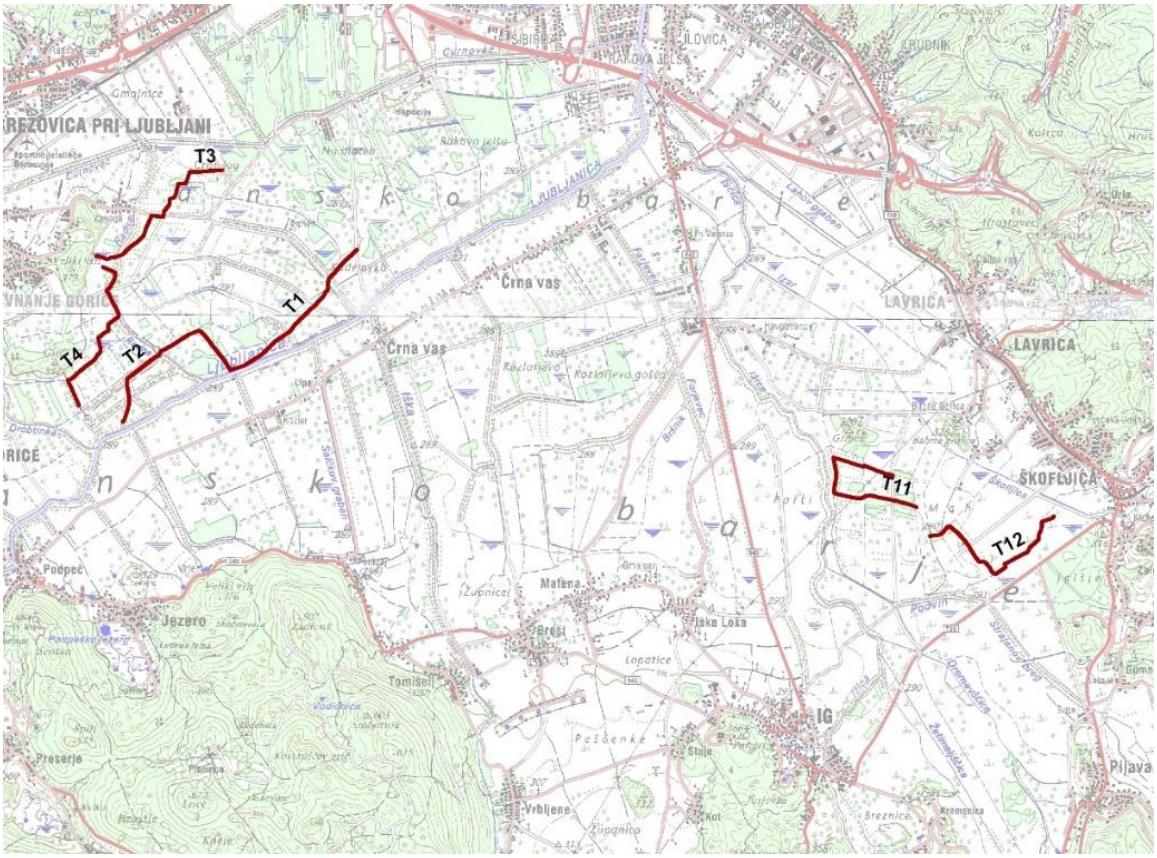
17 / 17

ŠT. PRIČAKOVANIH/ ŠT. DEJANSKIH POPISNIH DNI 2026:

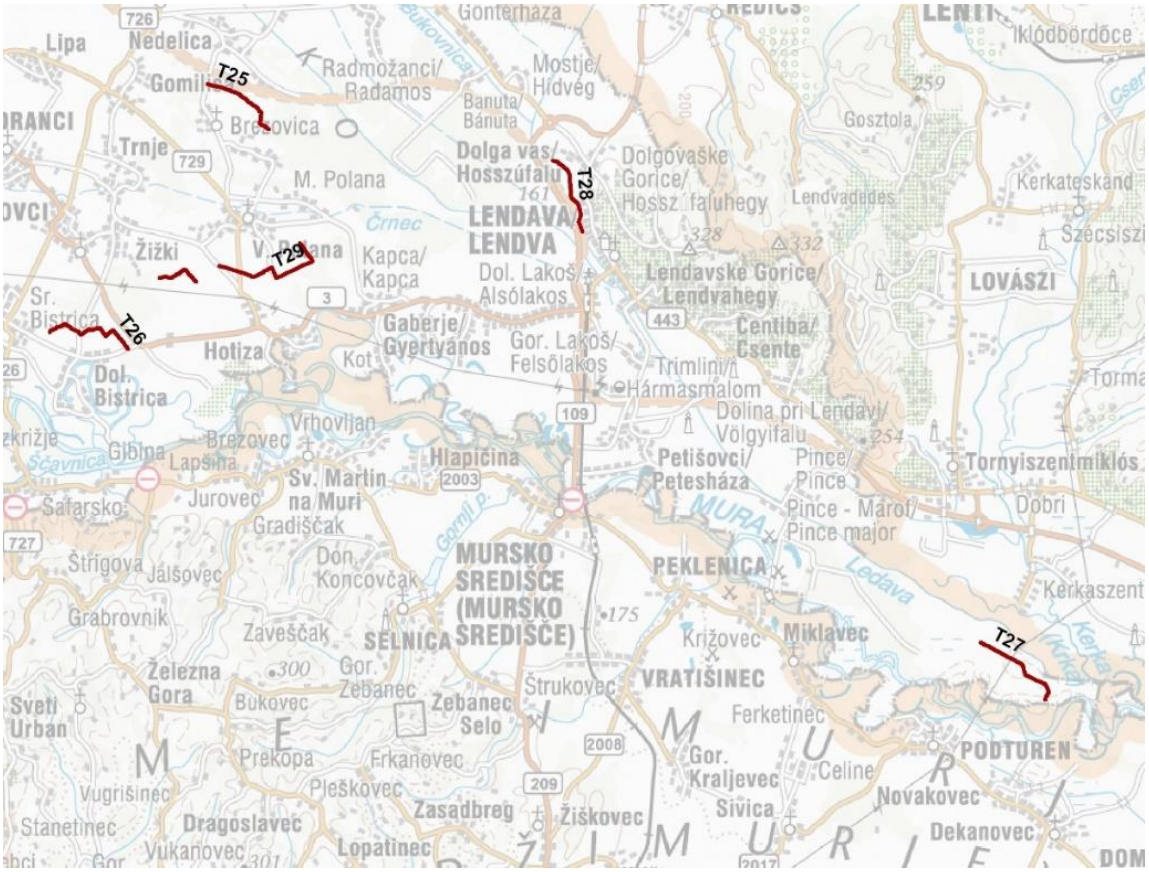
20 / 20

POPISNO OBMOČJE 2026:

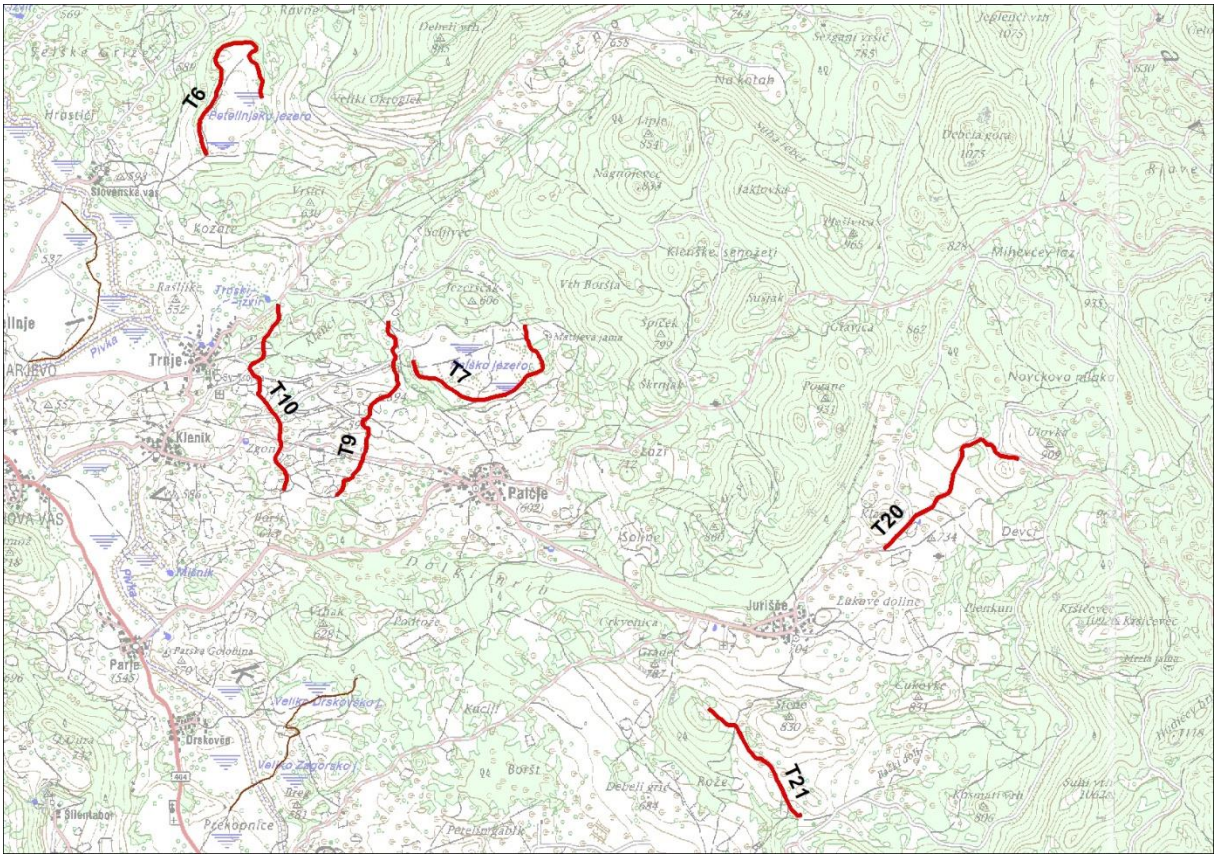
Pisane penice smo popisali na SPA Ljubljansko barje (šest transektov), Mura (pet transektov) in Snežnik – Pivka (šest transektov) (slike 1, 2 in 3).



Slika 1: Popisni transekti za pisano penico na SPA Ljubljansko barje



Slika 2: Popisni transekti za pisano penico na SPA Mura (transekt T29 je dvodelen)



Slika 3: Popisni transekti za pisano penico na SPA Snežnik-Pivka v letu 2026

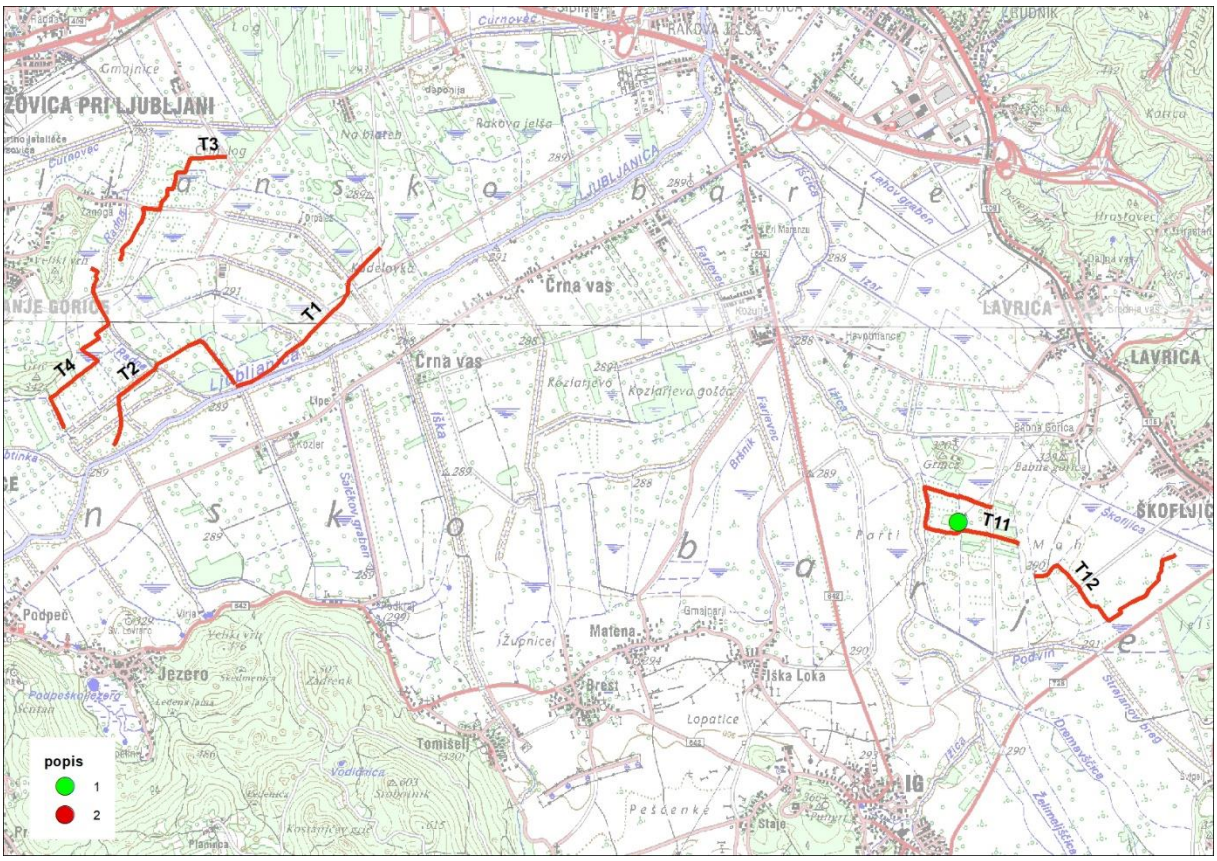
REZULTATI

Rezultat popisa vrste

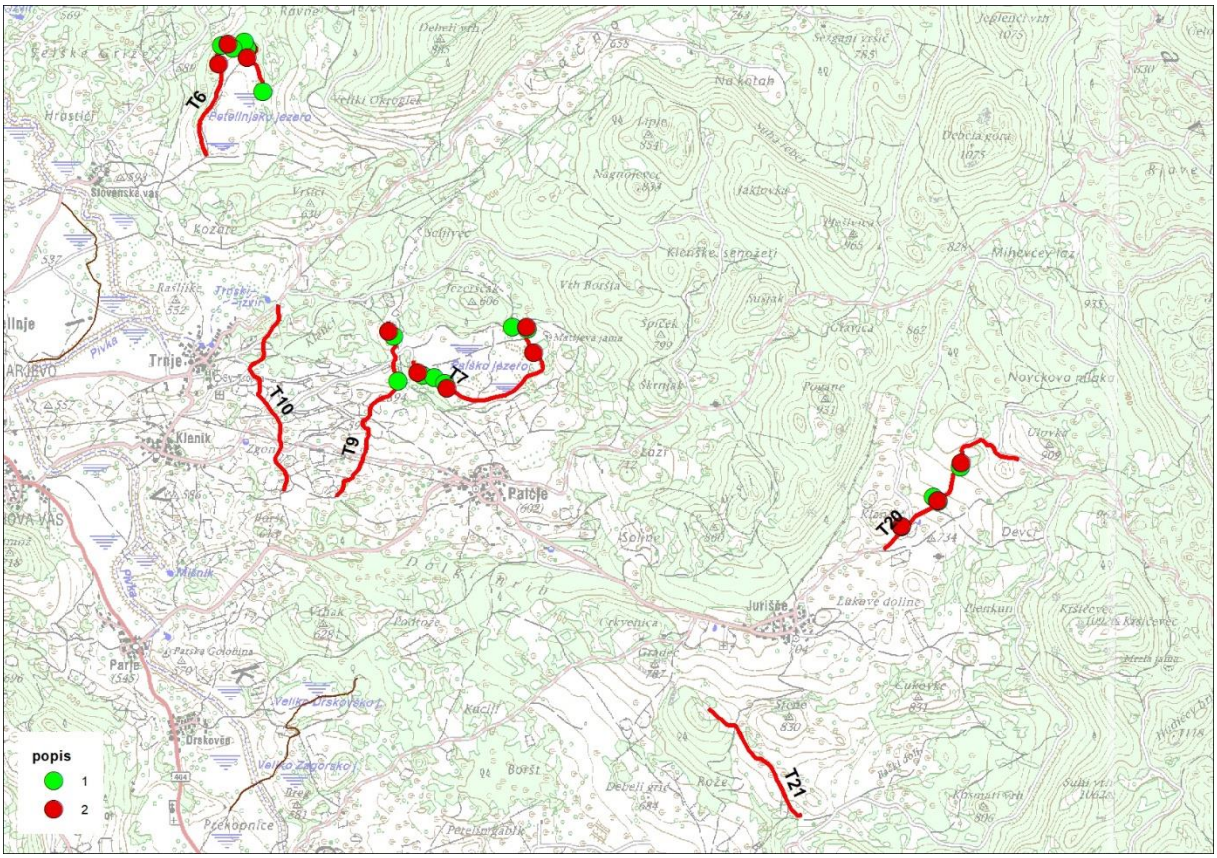
Na SPA Ljubljansko barje smo na šestih transektih zabeležili en, na SPA Mura na petih transektih osem ter na SPA Snežnik-Pivka na šestih transektih 17 parov pisane penice (tabela 1, slike 1, 2 in 3). Eden od transektov na SPA Snežnik - Pivka (Jurišče - S) je bil v letošnjem letu - skladno z dovoljenjem naročnika - popravljen, saj je prej potekal po pašniku, kjer je obstajala nevarnost napada pastirskega psa na popisovalca. Dobra tretjina transekta ostaja enaka, ostali del pa smo speljali v bližini prejšnje trase. Kljub temu je verjetnost, da bodo na novem delu transekta zabeležene pisane penice, nekoliko večja kot pri prejšnji trasi, saj je habitat na novi trasi bolj primeren (pri prejšnji je zadnji del transekta potekal skozi gozd). Shp datoteka »Sylvia_nisoria_corr«, ki ga oddajamo, vsebuje popravljen transekt Jurišče - S.

Tabela 1: Rezultati monitoringa pisane penice na SPA Ljubljansko barje, Mura in Snežnik – Pivka v obdobju 2004-2026 (pojoči samci oz. pari) (/ = ni podatka, saj popis tega leta ni bil izveden).

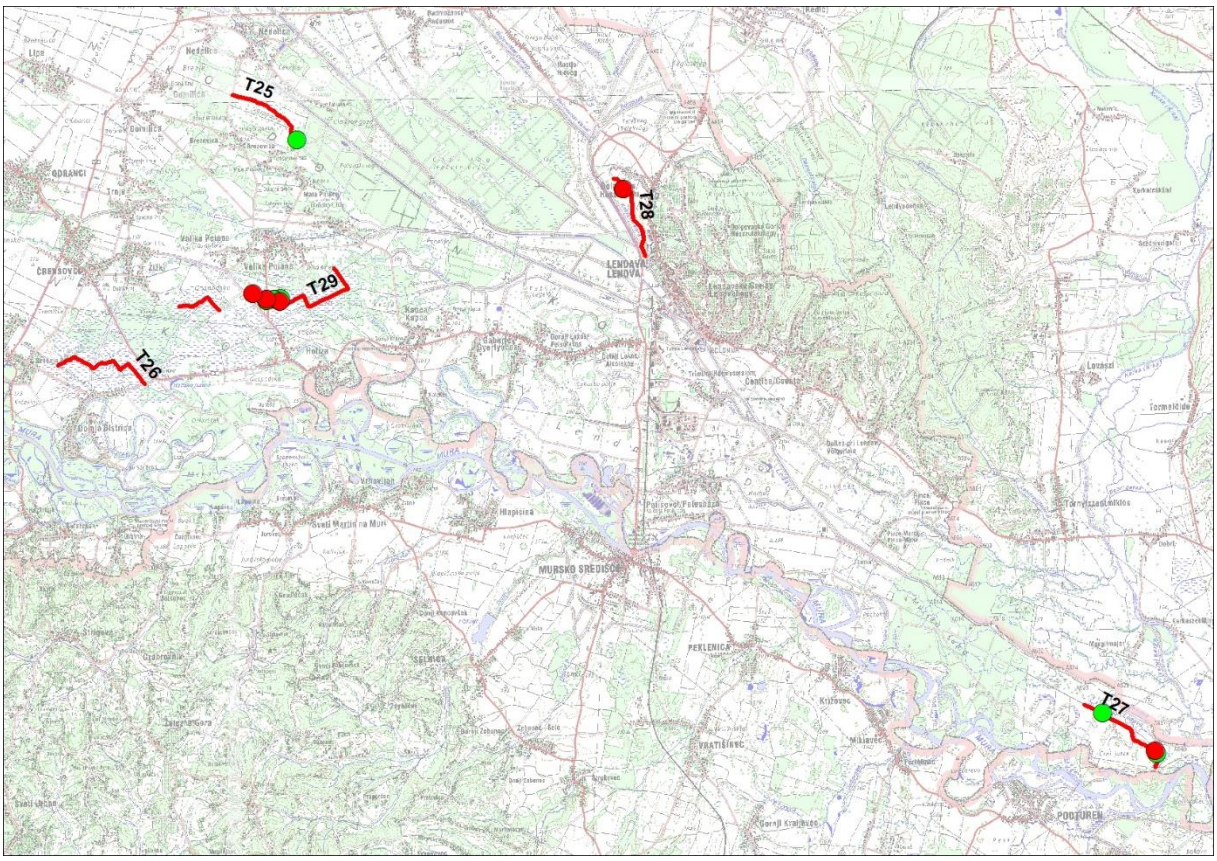
SPA	**Transekt**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**
Ljubljansko barje	T1	7	/	/	4	/	15	4	6	0	1	2	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	T2	7	/	/	2	/	9	10	8	4	4	7	5	5	1	3	0	1	1	0	0	1	0
	T3	5	/	/	3	/	4	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0
	T4	8	/	/	3	/	6	1	1	0	2	0	1	1	1	4	1	1	0	0	0	1	0
	T8	0	/	/	0	/	/	0	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
	T11	6	/	/	7	/	6	3	1	1	5-6	4	5	1	2	3	7	7	4	4	3	0	1
	T12	/	/	/	/	/	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
SKUPAJ		**33**	/	/	**19**	/	**42**	**18**	**17**	**6**	**12-13**	**13**	**13**	**8**	**6**	**11**	**8**	**11**	**5**	**4**	**4**	**4**	**1**
Mura	T25	/	/	8	/	8	4	3	3	2	2	2	3	1	1	1	3	3	3	1	2	1	1
	T26	/	/	2	/	7	5	3	3	3	2	2	3	6	3	1	2	3	5	1	0	5	0
	T27	/	/	2	/	9	5	3	3	3	3	0	1	2	1	1	2	3	1	3	2	3	2
	T28	/	/	5	/	5	5	4	2	2	1	6	3-4	3	3	6	1	0	0	0	5	2	1
	T29	/	/	6	/	6	5	4	4	4	2	4	4	4	4	3	4	7	1	2	5	5	4
SKUPAJ		/	/	**23**	/	**35**	**24**	**17**	**15**	**14**	**10**	**14**	**14-15**	**16**	**12**	**12**	**12**	**16**	**10**	**7**	**14**	**16**	**8**
Snežnik-Pivka	T6	3	/	/	3	/	1	/	1	/	0	/	2	/	9	/	7	/	10	/	6	/	5
	T7	12	/	/	17	/	20	17	20	16	20	15	8	16	30	27	17	14	17	20	8	13	6
	T9	4	/	/	11	/	4	/	1	/	2	/	4	/	7	/	9	/	4	/	4	/	2
	T10	6	/	/	10	/	2	/	1	/	6	/	2	/	9	/	7	/	4	/	1	/	0
	T23	/	1	/	/	/	/	4	/	2	/	11	/	8	/	2	/	4	/	2	/	3	/
	T20	/	6	/	/	/	/	3	/	10	13	11	7	11	6	/	6	/	5	/	7	/	4
	T21	/	1	/	/	/	/	3	/	1	0	0	0	0	1	/	0	/	0	/	0	/	0
	T22	/	4	/	/	/	/	4	/	3	/	4	/	2	/	2	/	5	/	4	/	1	/
	T24	/	/	8	/	/	/	3-5	/	4	/	3	/	0	/	3	/	2	/	3	/	1	/
SKUPAJ		**25**	**12**	**8**	**41**	/	**27**	**34-36**	**23**	**36**	**41**	**44**	**23**	**37**	**62**	**34**	**46**	**25**	**40**	**29**	**26**	**18**	**17**



Slika 1: Surovi, neinterpretirani rezultati popisa pisane penice na Ljubljanskem barju, 2026



Slika 2: Surovi, neinterpretirani rezultati popisa pisane penice na Snežnik - Pivka, 2026



Slika 3: Surovi, neinterpretirani rezultati popisa pisane penice na Muri, 2026 (transekt T29 je dvodelen)

Trend vrste

Na redno popisovanih SPA (Ljubljansko barje, Mura, Snežnik-Pivka) je trend za obdobje 2004-2026 zmeren upad. To je posledica zmernega upada na SPA Ljubljansko barje (2004-2026) in Mura (2006-2026), medtem ko je bil trend na SPA Snežnik – Pivka v obdobju 2004-2026 stabilen (tabela 2).

Tabela 2: Populacijski trend pisane penice na SPA Ljubljansko barje, Mura in Snežnik – Pivka

Območje	Trend	Vrednost trenda*	Obdobje trenda
Ljubljansko barje	zmeren upad	0.8884 ± 0.0350	2004-2026
Mura	zmeren upad	0.9540 ± 0.0109	2006-2026
Snežnik - Pivka	stabilen	0.9863 ± 0.0122	2004-2026
vsa tri območja skupaj	**zmeren upad**	**0.9602 ± 0.0078**	**2004-2026**

* skupni multiplikativni (letni) imputirani naklon ± SE

Ocena številčnosti vrste na popisnih območjih, SPA in v Sloveniji

Ocena številčnosti pisane penice **na popisnih območjih** (transektih) za obdobje 2024-2026 je naslednja: Ljubljansko barje 1-4 pari, Snežnik - Pivka 17-26 parov, Mura 8-16 parov (tabela 1).

Ocena številčnosti pisane penice **na SPA**, kjer je vrsta kvalifikacijska (tabela 3), je narejena z različnimi metodami:

- SPA Mura in Ljubljansko barje: ocena je narejena z upoštevanjem naše zadnje objavljene velikosti populacije na posameznih SPA (Stanič 2023) in populacijskega trenda iz monitoringa SPA.
- SPA Snežnik - Pivka: ocena je povzeta po velikosti populacije, izračunani na poročanje po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024 (DOPPS *neobjavljeno*; 230-430 parov, ocena je bila narejena na podlagi velikosti primernega habitata za vrsto na tem SPA, površini, ki jo s popisom pokrije en transekt dolžine 2 km, ter povprečnem številu zabeleženih parov na transektih). Ocena je korigirana s trendom iz monitoringa SPA.
- za SPA Planinsko polje, kjer je bilo do sedaj opravljeno le eno štetje leta 2008 (Rubinić *et al*. 2008), je ocena narejena na podlagi podatkov spletnega portala ptic (NOAGS, DOPPS 2026).
- SPA Cerkniško jezero: ocena je pripravljena na podlagi rezultatov popisa projekta Kras.Re.Vita.

Tabela 3: Populacijske ocene za pisano penico na SPA v obdobju 2024-2026

SPA	**Populacijska ocena**	**Vir za oceno**
Mura	20-35 parov	Stanič 2023, trend 2006-2026 (to delo)
Ljubljansko barje	25-35 parov	Stanič 2023, trend 2004-2026 (to delo)
Snežnik - Pivka	230-420 parov	DOPPS *neobjavljeno* (Poročanje po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024), korigirano s trendom 2004-2026 (to delo)
Cerkniško jezero	10-15 parov	neobjavljeni podatki projekta Kras.Re.Vita
Planinsko polje	30-40 parov	DOPPS 2026

Ocena številčnosti pisane penice **v Sloveniji** za obdobje 2024-2026 znaša **400-700 parov** in je povzeta po zadnjem poročilu po Direktivi o pticah za obdobje 2019-2024 (https://zrsvn-varstvonarave.si/informacije-za-uporabnike/katalog-informacij-javnega-znacaja/, 5. 8. 2026).

DISKUSIJA

Pisana penica gnezdi v nižinah s prevladujočo kmetijsko krajino, kjer naseljuje predele z grmovno-drevesnimi mejicami, zaplatami grmovja in travniki. Gnezdi v gostem grmovju, najraje trnastem (npr. v šipku, glogu, češminu, črnem trnu, robidah). Gozdu, odprtim površinam in vodam pa se izogiba, ravno tako poznim sukcesijskim stadijem z veliko visokega grmovja. Posamezna višja drevesa (do 10 m) med grmovjem so dobrodošla, saj ji služijo kot pevska mesta (Cramp & Brooks 1992, Maumary *et al.* 2007, Polak 2012, Szymański & Antczak 2013). Z naravovarstvenega stališča to pomeni, da je pisani penici treba zagotavljati vmesne sukcesijske stadije (med popolnoma odprto in gozdnato krajino) z ustrezno vrstno sestavo. Prehranjuje se z listnimi ušmi, hrošči, metulji, gosenicami in mladostnimi stadiji kobilic, ki jih lovi tako v grmovju kot na travnikih. Poleti se hrani tudi s plodovi (krhlika, kalina, črni trn…) (Cramp & Brooks 1992, Maumary *et al.* 2007). Zanimiva je njena povezava z rjavim srakoperjem, ki jo nekateri raziskovalci pripisujejo izbiri podobnega habitata (Kuźniak *et al.* 2001), drugi pa medsebojnim koristim v obrambi legel (Goławski 2007, Polak 2013). Podrobnejša ekologija vrste je predstavljena v Denac & Kmecl (2016).
Verjetni razlogi za upad na Muri in Ljubljanskem barju so razdelani in grafično predstavljeni v Denac (2017) in se v letu 2026 niso spremenili. Vrsto po eni strani ogroža opuščanje rabe (in posledično zaraščanje z gozdom), po drugi pa intenzifikacija kmetijstva (sečnja grmovja, spreminjanje grmišč in travnikov v njive). Zlasti stanje populacije na Ljubljanskem barju je

izredno slabo, saj se je številčnost penic v primerjavi z letom 2010, ko je bilo na šestih transektih popisanih kar 42 parov, zmanjšala za več kot 95 %.
Zaskrbljujoče je manjšanje populacije pisane penice na Pivškem, še posebej na transektu T7 na Palškem jezeru, kjer je rezultat štetja v zadnjih treh letih razmeroma skromen. Tam je bilo v letu 2023 opravljeno redčenje in sečnja grmovja (Stanič 2023) v okviru projekta Pivka.Kras.Presiha, med drugim tudi z namenom vzdrževanja primerne sukcesijske faze za to vrsto (https://visitpivka.si/terenski-ogled-obnove-travnikov-na-petelinjskem-jezeru-v-okviru-projekta-pivka-kras-presiha/, https://pivskajezera.si/pivka-kras-presiha/). V letošnjem letu smo tam zabeležili zgolj 6 parov, kar je precej manj od dolgoletnega povprečja (2010-2026), ki znaša 16,7 parov.

V tabeli 4 so navedeni dejavniki, ki vplivajo na vrsto, ocenjen pa je tudi pomen oziroma vpliv posameznega dejavnika.

Tabela 4: Dejavniki, ki vplivajo na pisano penico, ter ocena njihovega vpliva (- negativen vpliv, + pozitiven vpliv)

Dejavnik	**Pomen dejavnika za vrsto**	**Vir**
sečnja grmišč in mejic	zelo pomemben (-)	Szymanski & Antczak 2013, Denac 2017, Ceresa *et al*. 2025
premena travnikov/pašnikov v njive	zelo pomemben (-)	BirdLife International 2024
opuščanje ekstenzivne paše/košnje in posledično zaraščanje z lesno vegetacijo	zelo pomemben (-)	Denac 2017, BirdLife International 2024
vlažno in mrzlo vreme v začetku poletja	pomemben (-)	Polak 2016, BirdLife International 2024
intenzifikacija travnikov (gnojenje, pogoste košnje)	pomemben (-)	BirdLife International 2024
plenjenje	pomemben (-)	Polak 2016
podnebne spremembe	potencialno pomemben (-)	Howard *et al*. 2018; gre za pričakovani dolgoročni (do 2070) vpliv dejavnika: areal vrste naj bi se premaknil bolj proti S Evrope, zaradi česar bo njena selitvena pot daljša. Zaradi tega naj bi se povečala smrtnost osebkov ter nevarnost, da bo njihova prisotnost na gnezditvenem območju časovno neusklajena z največjo ponudbo hrane (manjši gnezditveni uspeh).
KOPOP BK.10 Ohranjanje mejic; SOPO INP8.12 Shema za neproizvodne površine in elementi - kmetijski praksi »Vzdrževanje obstoječih KRZ« in »Vzpostavitev novih KRZ«	pomemben (+)	vrednotenje teh ukrepov za vrsto ne obstaja, vendar pa so mejice gnezditveni in prehranjevalni habitat pisane penice (glej npr. Polak 2012)
KOPOP BK.1 Posebni travišči habitati, BK.2 Travišči habitati metuljev, BK.3 Steljniki, BK.4 Mokrotni travišči habitati, BK.14 Habitati ptic vlažnih ekstenzivnih travnikov;	pomemben (+)	vrednotenje omenjenih ukrepov za vrsto ne obstaja, vendar o pomenu ekstenzivnega travinja lahko sklepamo glede na npr. BirdLife International 2024

IRP23 Habitatni tipi in vrste na območjih Natura 2000 (HTV_N2000) - HTV.1 in HTV.2		
SOPO INP08.01 Ekstenzivno travinje; IRP22 Neproizvodne naložbe, povezane z izvajanjem naravovarstvenih podintervencij - vzpostavitev ekstenzivnih pašnikov	potencialno lokalno pomemben (+)	vrednotenje teh ukrepov za vrsto ne obstaja; potencialno bi lahko bili pomembni na območjih, ki se zaraščajo z lesno vegetacijo

VIRI

BirdLife International (2024). Species factsheet: Barred Warbler *Curruca nisoria*. https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/barred-warbler-curruca-nisoria, 5. 8. 2026.

Ceresa F., Ligazzolo G., Mulser J., Hilpold L., Bertocchi A., Anderle M., Kranebitter P. (2026): Studying habitat requirements in extremely small, peripheral populations: An assessment of the barred warbler *Curruca nisoria* in the Italian Alps. Ecological Solutions and Evidence 7: e70203.

Cramp S., Brooks D.J. (1992): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol. VI - Warblers. Oxford University Press, Oxford.

Denac K. (2017): Pisana penica *Sylvia nisoria*. Str. 135-144. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Jančar T., Denac D., Bordjan D.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2017. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Denac K., Kmecl P. (2016): Pisana penica *Sylvia nisoria*. Str. 170-175. V: Denac K., Kmecl P., Mihelič T., Božič L., Jančar T., Denac D., Bordjan D., Figelj J.: Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2016. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

DOPPS (2026): Novi ornitološki atlas gnezdilk Slovenije - internetna baza podatkov. DOPPS, Ljubljana [http://atlas.ptice.si/atlas], 5. 8. 2026.

Goławski A. (2007): Does the red-backed shrike (*Lanius collurio* L.) benefit from nesting in the association with the barred warbler (*Sylvia nisoria* Bechst.)? Polish Journal of Ecology 55 (3): 601-604.

Howard C., Stephens P.A., Tobias J.A., Sheard C., Butchart S.H.M., Willis S.G. (2018): Flight range, fuel load and the impact of climate change on the journeys of migrant birds. Proc. R. Soc. B 285: 20172329.

Kuźniak S., Bednorz J., Tryjanowski P. (2001): Spatial and temporal relations between the Barred Warbler *Sylvia nisoria* and the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in the Wielkopolska region (W Poland). Acta Ornithologica 36 (2): 129-133.

Maumary L., Vallotton L., Knaus P. (2007): Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach & Nos Oiseaux, Montmollin.

Polak M. (2012): Habitat preferences of the sympatric barred warbler (*Sylvia nisoria*) and the red-backed shrike (*Lanius collurio*) breeding in central Poland. Annales Zoologici Fennici 49: 355-363.

Polak M. (2013): Comparison of nest defence behaviour between two associate passerines. Journal of Ethology 31 (1): 1-7.

Polak M. (2016): Comparative breeding ecology, nest survival, and agonistic behaviour between the Barred Warbler and the Red-backed Shrike. Journal of Ornithology 157: 747–758.

Stanič D. (2023): Pisana penica *Sylvia nisoria*. Str. 168-174. V: Denac K., Stanič D., Božič L., Kmecl P., Blažič B., Denac D., Bordjan D., Koce U. & Mihelič T. (2023): Monitoring populacij izbranih ciljnih vrst ptic na območjih Natura 2000 v letu 2023 in sinteza monitoringa 2021-2023. Poročilo. Naročnik: Ministrstvo za kmetijstvo, gozdarstvo in prehrano. DOPPS, Ljubljana.

Szymanski P., Antczak M. (2013): Structural heterogeneity of linear habitats positively affects Barred Warbler *Sylvia nisoria*, Common Whitethroat *Sylvia communis* and Lesser Whitethroat *Sylvia curruca* in farmland of Western Poland. Bird Study 60 (4): 484-490.

SINTEZA OPRAVLJENEGA MONITORINGA V OBDOBJU 2024-2026

V obdobju 2024-2026 smo spremljali populacije 17 vrst ptic na območjih Natura 2000 za ptice (SPA – Special Protected Areas). Seznam vrst in območij za posamezno leto je v tabeli 1.

Tabela 1: Pregled vrst in območij monitoringa SPA v obdobju 2024-2026

Vrsta	**2024**	**2025**	**2026**
Alauda arvensis	Ljubljansko barje	Ljubljansko barje	Ljubljansko barje
Alcedo atthis	Dravinja, Mura, Krka	Drava	Dravinja, Mura, Krka
Alectoris graeca saxatilis	Julijci, Breginjski Stol	Julijci, Breginjski Stol, Vipavski rob	Julijci, Breginjski Stol
Aythya nyroca	Črete	Črete	Črete
Bubo bubo	Kras, Vipavski rob	Kras, Vipavski rob	Kras, Vipavski rob
Caprimulgus europaeus	Kras, Snežnik - Pivka	Kras, Snežnik - Pivka	Kras, Snežnik - Pivka
Ciconia ciconia	celotno gnezditveno območje v SPA in IBA	celotno gnezditveno območje v SPA in IBA	celotno gnezditveno območje v SPA in IBA
Crex crex	Ljubljansko barje, Cerkniško jezero, Dolina Reke, Planinsko polje, Breginjski Stol, Porečje Nanoščice, Snežnik-Pivka, Dobrava-Jovsi	Ljubljansko barje, Cerkniško jezero, Dolina Reke, Planinsko polje, Breginjski Stol, Porečje Nanoščice, Snežnik-Pivka, Dobrava-Jovsi, Slovenija - ostalo	Ljubljansko barje, Cerkniško jezero, Dolina Reke, Planinsko polje, Breginjski Stol, Porečje Nanoščice, Snežnik-Pivka, Dobrava-Jovsi
Dendrocopos medius	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Mura	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Mura	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Mura
Emberiza hortulana	Kras	Kras	Kras
Lanius minor	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Vipavski rob	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Vipavski rob	Krakovski gozd-Šentjernejsko polje, Vipavski rob
Lullula arborea	Goričko, Snežnik - Pivka, Vipavski rob	Goričko, Banjšice	Kras, Goričko
Numenius arquata	Ljubljansko barje	Ljubljansko barje	Ljubljansko barje
Otus scops	Kras, Ljubljansko barje	Goričko	Kras, Ljubljansko barje
Picoides tridactylus	Snežnik-Pivka, Julijci	Kočevsko, Pohorje	Snežnik-Pivka, Julijci
Sterna hirundo	Drava	Drava	Drava
Sylvia nisoria	Ljubljansko barje, Snežnik - Pivka, Mura	Ljubljansko barje, Snežnik - Pivka, Mura	Ljubljansko barje, Snežnik - Pivka, Mura

V projektni nalogi je bilo za tri leta skupaj predvidenih 1096 terenskih dni, opravili pa smo jih 1444,5 (tabela 2).

Tabela 2: Število predvidenih in dejansko opravljenih terenskih dni za monitoring SPA v obdobju 2024-2026

Leto	**Predvideno št. terenskih dni**	**Dejansko št. terenskih dni**
2024	349	480
2025	390	506,5
2026	357	458
SKUPAJ	**1096**	**1444,5**

V tabeli 3 so predstavljeni populacijski trendi vrst, ki smo jih spremljali v okviru monitoringa SPA v obdobju 2024-2026, ter velikost njihovih populacij na SPA (kjer je vrsta kvalifikacijska) in v Sloveniji, praviloma za obdobje 2024-2026. Pri velikem škurhu smo v tabeli 3 navedli le populacijske ocene za SPA z gnezditveno populacijo (Ljubljansko barje in Cerkniško jezero), ne pa tudi za SPA s selitveno in/ali zimujočo populacijo (Črete, Škocjanski zatok). Za belo štorkljo so populacijske ocene za SPA in za celo Slovenijo izdelane na osnovi števila gnezdečih parov (HPa). Viri za populacijske ocene so navedeni v vrstnih poglavjih in jih v tej tabeli ne ponavljamo.

Tabela 3: Pregled trendov in populacijskih ocen za vrste ptic, ki so bile predmet monitoringa SPA v obdobju 2024-2026, ter strokovna interpretacija rezultatov monitoringa. Pri trendu je v oklepaju navedeno obdobje, za katerega trend velja.

Vrsta	**Trend**	**Velikost populacije na SPA in v Sloveniji**	**Strokovna interpretacija rezultatov**
Alauda arvensis	**Ljubljansko barje** (2024-2026): strm upad	**Cerkniško jezero:** 360-370 parov **Ljubljansko barje:** 55-70 parov **Kras:** 870-1100 parov **Snežnik - Pivka:** 180-370 parov **Slovenija**: 4500-8200 parov	Poljski škrjanec je na Ljubljanskem barju v zadnjih 30 letih doživel upad za več kot 90 %, za več kot 70 % pa se je od leta 2008 zmanjšala tudi njegova nacionalna populacija. Glavni vzroki za upad na Ljubljanskem barju so izginjanje vlažnih ekstenzivnih travnikov na račun intenziviranja in spreminjanja v njive ter vprašljiv gnezditveni uspeh na njivah. Zlasti njive s koruzo so zanj neprimeren gnezditveni habitat. Na žitnih njivah vrsta gnezdi, vendar lahko zanj predstavljajo ekološko past (zaradi sovpadanja kmetijskih opravil in gnezditve). Poleg tega so zanj ustreznejša jara kot ozimna žita, saj mu omogočajo več legel letno. Z namenom izboljšanja ohranitvenega stanja vrste v Slovenije je bila v Strateški načrt skupne kmetijske politike za 2023-2027 uvrščena ekoshema »Zaplate neposejanih tal za poljskega škrjanca«, ki jo je mogoče vpisati na šestih območjih v Sloveniji, kjer se nahaja večina nacionalne populacije, ki gnezdi (pretežno ali izključno) na njivah: Dravsko – Ptujsko polje, Ljubljansko barje, Ljubljanska kotlina, Murska ravan, Krško – Brežiško polje in vzhodni del Goričkega. V raziskavi, opravljeni na Krški ravni v letu 2025, se je izkazalo, da je številčnost poljskih škrjancev v pozitivni korelaciji s številom zaplat neposejanih tal v polmeru 100 m od popisnih točk, zaplate pa imajo verjetno pozitiven vpliv tudi na nekatere druge živalske vrste. Najverjetneje pa zaplate same po sebi niso dovolj za preobrnitev negativnih populacijskih trendov poljskega škrjanca, temveč bi bilo poleg tega treba tudi ohranjati obstoječa travišča oziroma vzpostaviti tista, ki so izginila v zadnjih nekaj desetletjih.
Alcedo atthis	**Dravinja** (2008-2026): negotov **Krka** (2011-2026): stabilen **Mura** (2006-2026): zmeren porast **Drava** (2006-2025): stabilen	**Dravinjska dolina**: 7-10 parov **Mura**: 25-35 parov **Drava**: 15-20 parov **Krakovski gozd – Šentjernejsko polje**: 16-23 parov **Goričko**: 7-12 parov **Slovenija**: 250-350 parov	Eden pomembnejših dejavnikov, ki vplivajo na število gnezdečih vodomcev, so zimske temperature - če so te dlje časa tako nizke, da vodna telesa zamrznejo, zaradi pomanjkanja hrane pogine veliko vodomcev. Posledično je v gnezditveni sezoni, ki sledi takšni zimi, število gnezdečih parov majhno. Poleg tega dejavnika pa na posameznih popisanih rekah delujejo še nekateri drugi, opisani v nadaljevanju. Razpoložljivost gnezditvenih sten na Dravinji po našem mnenju ni omejujoč dejavnik za populacijo vodomca, vendar pa so ponekod gnezditvene stene (brežine rek) ogrožene zaradi oranja in košnje do same struge (posedanje

			sten, lažji dostop plenilcev, pomanjkanje lovnih prež). Relativno nizke gnezditvene gostote so na Dravinji posledica drugih dejavnikov, morebiti pomanjkanja plena zaradi onesnaženosti vode. Na Krki je stanje habitata vodomca zaenkrat dobro, populacija pa stabilna, vendar pa se po podatkih ZRSVN pritiski s področja urejanja vodotokov in protipoplavne zaščite povečujejo že nekaj let. Populaciji vodomca na Dravi in Muri omejuje pomanjkanje gnezdišč - navpičnih peščenih sten ob rečnem bregu. Vrsta potrebuje vsaj eno min. 10 m dolgo steno na 1 km rečnega toka. Izkušnje z Mure kažejo, da vodomci takoj zasedejo vzpostavljen gnezditveni habitat, saj so na dveh lokacijah, kjer je bil z odstranitvijo obrežnih utrditev obnovljen naravni rečni breg in procesi rečne dinamike, gnezdili že v prvi sezoni po izvedbi ukrepov. V letu 2026 so bile zaradi izjemno nizkega vodostaja mnoge gnezditvene stene poraščene z vegetacijo in zato neprimerne za gnezditev vodomca.
Alectoris graeca saxatilis	**Breginjski Stol** (2004-2026): zmeren porast **Julijci** (2004-2026): zmeren porast **Vipavski rob** (2004-2025): negotov	**Breginjski Stol**: 45-65 parov **Julijci**: 200-300 parov **Kras**: 0-3 pari **Snežnik – Pivka**: 0-3 pari **Vipavski rob**: 1-3 pari **Slovenija**: 250-380 parov	Stanje kotorne v delih alpskega sveta, kjer smo jo spremljali v obdobju 2024-2026 (Breginjski Stol, planina Kuhinja, Vogel), je dobro. Razlog za to je najverjetneje prisotnost paše (drobnica, krave, divji rastlinojedi - mufloni in gamsi). Dobro stanje na teh območjih ne odraža nujno stanja v celotnem alpskem prostoru, saj so bile v preteklih desetletjih mnoge planine opuščene in so se zarasle. Monitoring bi bilo zato verjetno smiselno razširiti tudi na nekatere (recentno) opuščene predele. Populacija kotorne na SPA Vipavski rob je izjemno majhna, morebitni razlogi za to so zaraščanje južnih pobočij Trnovskega gozda zaradi opuščanja kmetijske rabe (zlasti paše) ter naseljevanje tujerodnih kotorn; starejši viri kot možne dejavnike za veliko zmanjšanje populacije navajajo lov, kokošjo kugo in občasne deževne pomladi.
Aythya nyroca	**Črete** (2006-2026): gnezdeči pari, svatujoči samci - negotov	**Črete**: 6-25 parov **Drava**: 0-1 par **Cerkniško jezero**: 1-6 parov **Slovenija**: 18-33 parov	Na številčnost gnezdečih kostanjevk na SPA Črete najbolj vplivajo nivo vode (ki je pogosto prenizek zaradi premalo padavin in slabo delujočega sistema zapornic), prisotnost tujerodnih vrst rib (ki se hranijo z vodnimi rastlinami, pomembnimi za gnezdenje in prehranjevanje kostanjevke), velika obtežba gojenih rib, neustrezna vodna infrastruktura ter spiranje hranil in prsti s kmetijskih površin. Dokaj slab gnezditveni uspeh v letu 2026 je posledica izjemno nizkega vodostaja na zadrževalniku Medvedce.
Bubo bubo	**Kras** (2004-2026): stabilen **Vipavski rob** (2004-2026): stabilen	**Snežnik – Pivka**: 2-3 pari **Ljubljansko barje**: 6-7 parov **Vipavski rob**: 5-6 parov	Število zasedenih teritorijev velike uharice na SPA Kras (na popisnih ploskvah in izven njih) se je po letu 2023 precej povečalo, in sicer s 13 na 18, pri čemer je bilo v letu 2026 gnezditveno uspešnih kar 17 od 18 parov. Na SPA Vipavski

		Kras: 15-18 parov **Posavsko hribovje**: 7-9 parov **Kozjansko**: 3-5 parov **Slovenija**: 140-170 parov	rob nismo zasledili podobnega porasta zasedenih teritorijev in tudi delež gnezdišč z mladiči je precej manjši kot na Krasu. Poleg tega smo na tem območju oziroma v njegovi vplivni coni v letu 2024 našli en, v letu 2026 pa kar dva kadavra velike uharice, poginule zaradi elektrokucije. Dobro stanje na Krasu in slabo v Vipavski dolini je tako najverjetneje posledica izvedenih varstvenih ukrepov za veliko uharico na SPA Kras v okviru kohezijskega projekta ZaKras (izolacija srednjenapetostnih daljnovodov, s katero se bistveno zmanjša elektrokucija osebkov, ki je glavni dejavnik ogrožanja vrste). Z izoliranjem električnih vodov na SPA Kras je treba nadaljevati ter ga razširiti tudi na SPA Vipavski rob in na območja izven obeh SPA, saj se pari, gnezdeči znotraj območij Natura 2000, prehranjujejo tudi izven meja SPA.
Caprimulgus europaeus	**Kras** (2014-2026): zmeren porast **Snežnik – Pivka** (2013-2026): stabilen	**Kras**: 1750-2350 parov **Snežnik – Pivka**: 460-600 parov **Vipavski rob**: 50-100 parov **Banjšice**: 30-40 parov **Slovenija**: 3600-3300 parov	Stanje podhujke na SPA Kras in SPA Snežnik – Pivka je dobro. Z analizo habitata na Pivškem je bilo ugotovljeno, da potrebuje zemljišča v zaraščanju, iglasti gozd, ekstenzivne travnike in gozdni rob, izogiba pa se njivam in intenzivnim travnikom. Videti je, da ji trenutna stopnja zaraščenosti obeh območij ustreza. Raziskava, opravljena na pogorišču velikega požara na Krasu (2022), je pokazala, da se je po požaru njeno število tam povečalo, najverjetneje zato, ker se je krajina malce odprla oziroma presvetlila. Pogozdovanje pogorišč zato nanjo deluje negativno.
Ciconia ciconia	**Slovenija** (1999-2026, 2004-2026): zmeren porast (HPa, JZG) **SPA** (2013-2026): stabilen (HPa, JZG)	**Dravinjska dolina**: 11 parov **Goričko**: 11-12 parov **Mura**: 1-2 para **Drava**: 1 par **Krakovski gozd – Šentjernejsko polje**: 10-11 parov **Ljubljansko barje**: 1-2 para **Cerkniško jezero**: 1 par **Nanoščica**: 0 parov **Kozjansko**: 0 parov Dobrava - Jovsi: 0-1 par **Slovenija**: 316-346 parov	Bela štorklja je na nivoju celotne države v obdobju 2004-2026 doživela zmeren porast in razširila svoj areal s SV Slovenije proti zahodu in jugu. Gnezditveni uspeh je bil v vseh treh letih zelo dober. Na to so vplivale predvsem razmeroma ugodne vremenske razmere v maju 2024 (brez dlje časa trajajočih in/ali močnih deževij, zaradi katerih se majhni mladiči podhladijo in poginejo) oziroma v letih 2025 in 2026 zgoden prihod dela oziroma večine štorkelj na gnezda, zaradi česar so bili mladiči v maju že sposobni termoregulacije in jih deževje in ohladitev nista prizadela. Poleg vremenskih razmer je zelo pomemben dejavnik tudi količina in dostopnost hrane, ki sta boljši na območjih z več travniki kot njivami. Na SPA Mura se je močno zmanjšalo število gnezdečih parov (HPa), slab je tudi gnezditveni uspeh (JZG), kar je najverjetneje posledica slabih prehranjevalnih razmer zaradi prevlade njiv nad travniki. Zmanjšalo se je tudi število gnezdečih parov in gnezditveni uspeh na SPA Krakovski gozd - Šentjernejsko polje, kjer je bila verjetno dosežena nosilna kapaciteta za štorkljo, zaradi česar prihaja do pomanjkanja hrane.

Crex crex	**Ljubljansko barje** (2004-2026): zmeren upad **Cerkniško jezero** (2004-2026): negotov **Breginjski Stol** (2004-2026): strm upad **Nanoščica** (2004-2026): zmeren upad **Planinsko polje** (2004-2026): negotov **Dobrava – Jovsi** (2004-2026): zmeren upad **Dolina Reke** (2004-2026): negotov **Snežnik – Pivka** (2004-2026): negotov	**Ljubljansko barje**: 58-74 parov **Cerkniško jezero**: 53-66 parov **Breginjski Stol**: 15-19 parov **Nanoščica**: 11-16 parov **Planinsko polje**: 35-53 parov **Dobrava – Jovsi**: 14-17 parov **Dolina Reke**: 1-3 pari **Snežnik – Pivka**: 0-6 parov **Julijci**: 25-30 parov **Krakovski gozd – Šentjernejsko polje**: 0 parov **Slovenija**: 230-300 parov	Nacionalna populacija kosca se je leta 2026 v primerjavi s stanjem konec 90.-tih let 20. stoletja zmanjšala za več kot 60 %, v primerjavi z letom 2004, ko je Slovenija vstopila v EU, pa za 44 %. Kosca najbolj ogrožajo intenzifikacija travnikov (gnojenje, izsuševanje, zgodnja prva košnja, večkratne košnje letno, paša), premena travnikov v njive, ponekod pa tudi opuščanje rabe in posledično zaraščanje z lesno vegetacijo (npr. SPA Breginjski Stol, planine v Julijcih, Jovsi, mestoma tudi dolina Reke). V letih 2025 in 2026 smo na Planinskem polju zabeležili veliko število pojočih samcev, kar kaže na morebitno okrevanje populacije. Kljub temu pa dosedanji popisi pokošenosti travnikov na Ljubljanskem barju in Planinskem polju kažejo, da ima le majhen delež pojočih koscev možnost uspešne gnezditve.
Dendrocopos medius	**Mura** (2010-2026): stabilen **Krakovski gozd – Šentjernejsko polje** (2010-2026): stabilen	**Mura:** 1100-1700 parov **Krakovski gozd – Šentjernejsko polje:** 120-220 parov **Dobrava – Jovsi:** 40-60 parov **Slovenija**: 1900-3100 parov	Ne glede na stabilen trend srednjega detla ob Muri in v Krakovskem gozdu opozarjamo na stalno prisotno sečnjo na obeh območjih, ki zajema predvsem drevesne vrste, ki jih vrsta potrebuje za gnezdenje in prehranjevanje (dob, topoli in vrbe), in se odvija v času gnezditve, pogosto v obliki golosekov. V Krakovskem gozdu se je delež doba v primerjavi z belim gabrom močno zmanjšal, nekateri deli gozda pa se pomlajujejo z rastišču neprimernimi ali celo alohtonimi drevesnimi vrstami (smreka, zeleni bor). Nadaljnja sečnja na obeh območjih je po našem mnenju zaradi že obstoječega prekomernega vpliva golosekov in sečnje doba nedopustna.
Emberiza hortulana	**Kras** (2005-2026): strm upad	**Kras in Slovenija**: 0-3 pari	Stanje vrtnega strnada na Krasu in v Sloveniji je alarmantno, nacionalna populacija je na robu izumrtja. V njej prevladujejo pojoči samci, gnezditev je bila verjetna le v 2024 in 2025, v 2026 pa smo zabeležili le enega pojočega samca, ki se je večino časa zadrževal na hrvaški strani meje. Vrsto ogroža fragmentiranost in zaraščanje gnezditvenega habitata, ki ga predstavljajo suhi kraški travniki s posameznimi grmi/drevesi. Izginjajo tudi njegova prehranjevališča, ki so večinoma v sredozemski kulturni krajini (npr. v obdelanih vrtačah, na manjših njivah z žiti itd.).
Lanius minor	**Krakovski gozd – Šentjernejsko polje** (2004-2026), **Vipavski rob**	**Krakovski gozd – Šentjernejsko polje:** 0 parov **Vipavski rob:** 0 parov	Črnočeli srakoper je v Sloveniji kot gnezdilka izginil, saj v obdobju 2024-2026 nismo zabeležili niti enega gnezdečega para. V letu 2026 smo sicer na Ajdovskem polju popisali en osebek, ki pa ga v drugem popisu ni bilo več. Šlo

	(2007-2026)**:** trenda ni mogoče izračunati	**Slovenija**: 0 parov	je bodisi za osebek na selitvi bodisi osebek, ki ni našel gnezditvenega partnerja.
Lullula arborea	**Banjšice** (2005-2025): stabilen **Goričko** (2005-2026): zmeren upad **Kras** (2005-2026): stabilen **Vipavski rob** (2006-2024): zmeren upad **Snežnik - Pivka** (2005-2024): stabilen	**Banjšice:** 300-390 parov **Goričko**: 60-70 parov **Kras:** 1100-1500 parov **Snežnik – Pivka:** 290-390 parov **Vipavski rob:** 200-310 parov **Slovenija**: 2600-3400 parov	Statistična analiza habitata hribskega škrjanca na Goričkem je izkazala, da vrsta preferira večje nadmorske višine brez ali le z blagim naklonom (torej grebenske lege), večji odstotek ekstenzivnih in mezotrofnih travnikov (pri čemer že 3-5 % tovrstnih travnikov na površini, veliki 150 x 150 m močno poveča verjetnost za njegovo prisotnost) ter kolovozov, manjši odstotek visokodebelnih sadovnjakov in določen odstotek gozda (35-70 %). Gnezdi na travnikih, njivah in prahi, pri čemer so slednje dvoje zanj lahko ekološka past zaradi časovnega sovpadanje gnezditve in kmetijskih opravil (oranje, brananje, setev, nanos umetnih gnojil in FFS). Na Krasu, Snežnik - Pivka in Banjšicah vrsti verjetno ustreza ekstenzivna paša z nizko obtežbo, ki preprečuje pretirano zaraščanje z lesno vegetacijo, zato je trend tam stabilen. Vzrok za upad na Vipavskem robu ni znan; možno je, da gre za kombinacijo pretirane zaraščenosti z lesno vegetacijo na pobočjih Vipavske doline, ter gnezdenja na njivskih površinah ali v vinogradih v dolini (propad legel zaradi kmetijskih opravil). Za bolj jasen odgovor bi bila tam potrebna raziskava rabe habitata in iskanje gnezd.
Numenius arquata	**Ljubljansko barje** (2011-2026): strm upad	**Ljubljansko barje**: 0-2 para **Cerkniško jezero**: 1-2 para **Slovenija**: 2-3 pari	Veliki škurh je na Ljubljanskem barju nazadnje potrjeno gnezdil v letu 2023. V obdobju 2024-2026 smo na tem območju še opazovali posamezne pare ali osebke. Podobno maloštevilen je veliki škurh na Cerkniškem jezeru, ki je edino drugo njegovo gnezdišče v Sloveniji. Na vrsto najbolj negativno vplivata intenzifikacija kmetijstva (predvsem intenziviranje travnikov) in plenjenje, manjši vpliv pa imajo ekstremni vremenski pojavi, kot so na primer pozen sneg konec aprila ali poplave v času gnezditve. Vrsti najverjetneje ni več mogoče pomagati samo z zagotavljanjem primernega gnezditvenega in prehranjevalnega habitata. V tujini (Velika Britanija, Irska, Poljska) so že znani prvi poskusi doseljevanja osebkov oziroma vzgoje mladičev iz jajc ter njihovo spuščanje v naravo. Predpogoj za tovrstne naravovarstvene ukrepe je zagotovitev primernega obsega in kvalitete prehranjevalnega in gnezditvenega habitata (ekstenzivna travišča) ter varovanja pred plenilci (npr. z električnimi ograjami).
Otus scops	**Goričko** (2004-2025): zmeren upad **Kras** (2006-2026): zmeren upad	**Goričko**: 75-80 parov **Kozjansko**: 40-70 parov **Kras**: 120-170 parov	Stanje velikega skovika na SPA Kras in SPA Goričko je slabo, čeprav je videti, da populacija na Krasu počasi okreva po absolutnem minimumu, doseženem leta 2018. Na Krasu je zmeren upad od leta 2006 verjetno posledica zaraščanja, kajti veliki skovik lahko kot prehranjevališča uporablja le prve

	Ljubljansko barje (2004-2026): strm porast	**Ljubljansko barje**: 120-200 parov **Snežnik – Pivka**: 40-50 parov **Slovenija**: 600-1000 parov	faze zaraščanja travnikov, ne pa močno napredovalih. Možno je, da so za upad krivi še kakšni dodatni vzroki, vendar jih brez poglobljene ekološke raziskave (npr. z GPS telemetrijo) ni mogoče opredeliti. Na Goričkem je upad najverjetneje povezan z zmanjševanjem površine ekstenzivnih travnikov in visokodebelnih sadovnjakov, morda pa tudi s pomanjkanjem ustreznih gnezdišč (primerno velika dupla na ustrezni višini). Podrobna analiza njegovega habitata na Goričkem s pomočjo GPS telemetrije je pokazala, skoviki preferirajo mejice, visokodebelne sadovnjake, solitarno lesno vegetacijo ter travnike, izogibajo pa se gozdu in njivam (Scridel *et al*. v tisku). Strmega porasta velikega skovika na Ljubljanskem barju ne moremo razložiti s kakšnimi očitnimi spremembami v habitatu. Možno je, da na porast vplivajo klimatske spremembe, vendar je nenavadno, da bi vplivale le na Ljubljanskem barju, ne pa tudi na Goričkem in na Krasu. Veliko število klicočih samcev je bilo zabeleženo že leta 2020, nato pa ponovno v 2022, 2024 in 2026. V letu 2026 je Ljubljansko barje po velikosti populacije prehitelo Kras. Glede na podatke o zasedenosti gnezdilnic je videti, da se ne veča zgolj število nesparjenih pojočih samcev, temveč tudi število gnezdečih parov.
Picoides tridactylus	**Julijci** (2011-2026): negotov **Kočevsko** (2012-2025): negotov **Pohorje** (2015-2025): zmeren upad **Snežnik – Pivka** (2012-2026): negotov	**Julijci**: 100-200 parov **Kočevsko**: 35-45 parov **Pohorje**: 30-40 parov **Snežnik – Pivka**: 35-45 parov **Jelovica**: 35-40 parov **Grintovci**: 30-35 parov **Trnovski gozd**: 20-30 parov **Karavanke**: 15-25 parov **Slovenija**: 320-500 parov	Na SPA Pohorje, kjer je populacija triprstega detla od leta 2015 zmerno upadla, smo zabeležili precej golosekov in dokaj intenzivno sečnjo. Na ostalih štirih območjih je trend negotov, vendar pa smo na terenu zaznali določene grožnje. Na SPA Julijci poleg golosečnje vrsto ogroža tudi sečnja s procesorji - v sestojih drogovnjaka in mladega debeljaka je veliko negovalnih in gojitvenih del, zato je manj spontanega odmiranja dreves in posledično manj odmrlega lesa tako v tej razvojni fazi kot tudi kasneje, ko ti sestoji preidejo v fazo starejšega debeljaka. Na SPA Kočevsko so v okviru projekta LIFE Kočevsko definirali tri glavne grožnje za triprstega detla: odpiranje do tedaj neodprtih predelov gozda z vlakami, ki jih stimulirajo subvencije iz skupne kmetijske politike, sanitarna sečnja odmirajočih iglavcev, napadenih s podlubniki, in objedanje jelke s strani divjadi, zaradi česar se v višjih legah vse bolj veča delež listavcev v lesni zalogi. Na SPA Snežnik – Pivka se sanitarna sečnja po žledolomu februarja 2014 in vetrolomu decembra 2017 močno pozna v preredčenem gozdu, iz katerega so ponekod odstranili skoraj vse iglavce, tako da je za triprstega detla postal povsem neprimeren. Že leta 2014 smo na tem območju zaznali tudi sečnjo sušic iglavcev, ki v žledolomu niso bile poškodovane in niso več predstavljale nevarnosti za širjenje podlubnikov.

Sterna hirundo	**Drava** (2004-2026): negotov	**Drava**: 173–279 parov **Sečoveljske soline**: 24–107 parov **Škocjanski zatok**: 139–240 parov **Slovenija**: 450-590 parov	Velikost populacije navadne čigre na SPA Drava je bila v obdobju 2024-2026 nekoliko večja kot v obdobju 2021-2023 (164–213 parov). Vsi pari so gnezdili na dveh lokacijah na Ptujskem jezeru (Prodnati otok 1 in 2), ki jih s prostovoljnim delom in ob podpori Dravskih elektrarn Maribor vzdržuje DOPPS. Poglavitne grožnje navadni čigri v Sloveniji so zaraščanje gnezditvenih otokov na Ptuju, slabšanje stanja otokov zaradi vodne erozije, posedanja in odnašanja materiala, človeške motnje (plovba po Ptujskem jezeru), majhno število gnezdišč, izbruhi visoko patogene aviarne influence (HPAI) podtipa H5N1, plenjenje (npr. v Sečoveljskih solinah lisica in vrane, na Dravi vidra), klimatske spremembe (dvig morske gladine bi lahko ogrozil kolonije na obali, v SV Sloveniji pa bi lahko bili problematični močni nalivi s točo), degradacija rečnih habitatov in pretežno prostovoljni model upravljanja gnezdišč (Drava).
Sylvia nisoria	**Ljubljansko barje** (2004-2026): zmeren upad **Mura** (2006-2026): zmeren upad **Snežnik – Pivka** (2004-2026): stabilen	**Mura**: 20-35 parov **Ljubljansko barje**: 25-35 parov **Snežnik – Pivka**: 230-420 parov **Cerkniško jezero**: 10-15 parov **Planinsko polje**: 30-40 parov **Slovenija**: 400-700 parov	Stanje populacije pisane penice na SPA Mura in Ljubljansko barje je slabo. Na obeh območjih številčnost upada zaradi sečnje grmišč in mejic, ponekod ob Muri pa tudi zaradi napredovalega zaraščanja v gozd in spreminjanja travnikov v njive. Na SPA Snežnik – Pivka je trend stabilen; najverjetneje sta paša in presihajoč značaj Pivških jezer tista, ki sukcesijo držita v optimalnem stadiju za pisano penico. Zaznali pa smo precejšnje zmanjšanje števila na Palškem jezeru, kjer je bilo v preteklosti v povprečju preštetih okoli 15 parov na transekt, v obdobju 2024-2026 pa smo v povprečju prešteli le 9 parov. To bi lahko bilo posledica krčenja grmovja, ki je bilo opravljeno v letu 2023.

VIR

Scridel D., Pollato A., Denac M., Blažič B., Koce U., Šalamun Ž., Šumrada T., Kmecl P., Katarina D. (*v tisku*): Beyond diurnal farmland bird indicators: Sex-related movement ecology of a nocturnal owl highlights the importance of grasslands, meadow orchards and woody landscape features. Ibis. DOI 10.1111/ibi.70115.

OCENA IZVAJANJA MONITORINGA V OBDOBJU 2024-2026

V obdobju 2024-2026 so bile popisane vse vrste in območja iz projektne naloge. Popisi so bili z izjemo spodaj predstavljenih odstopanj opravljeni skladno s popisnimi protokoli v Rubinič (2004) oziroma skladno s posodobljenimi protokoli v Denac *et al.* (2025).

Odstopanja od popisnega protokola

V tem poglavju so predstavljena odstopanja pri izvedbi popisov v letih 2024-2026 od priporočenih popisnih datumov in metod, ki pa po našem mnenju na rezultate v večini primerov niso (bistveno) vplivala.

Vodomec *Alcedo atthis*
2026: na reki Dravinji zaradi poškodbe popisovalca, ki se je zgodila med popisom, nismo popisali vseh predvidenih odsekov - odsek Dravinja 3 je bil popisan le delno, odsek Dravinja 4 pa ni bil popisan.

Kotorna *Alectoris graeca*
2024: od predvidene sezone popisa za alpski svet (1. 5. - 30. 6.) je odstopala le ponovitev popisa na ploskvah Vogel A in Vogel B, ki je bila izvedena z enodnevnim zamikom (1. 7. 2024).

Veliki skovik *Otus scops*
2024: popis smo opravili v predvidenem obdobju (15. 5. – 15. 6.); izjema je bil popis ploskev 8 in 13 na Krasu, ki je bil opravljen 14. 5. 2024.

2025: popis smo opravili večinoma v predvidenem obdobju (15. 5. – 15. 6.), del ploskev 6 in 10 pa zaradi vremenskih razmer tudi izven tega obdobja (20. 6. - 24. 6. 2025).

Triprsti detel *Picoides tridactylus*
2026: zaradi debele snežne odeje je bila v prvem popisu popisana le polovica točk na transektu Sviščaki. V drugem popisu je bil ta transekt popisan v celoti. Popisi so bili večinoma opravljeni v priporočeni sezoni (1. 4.-15. 5., Denac *et al.* 2011), odstopala je le ponovitev na transektu Jurjeva dolina, ki je bila opravljena 19. 5. 2026.

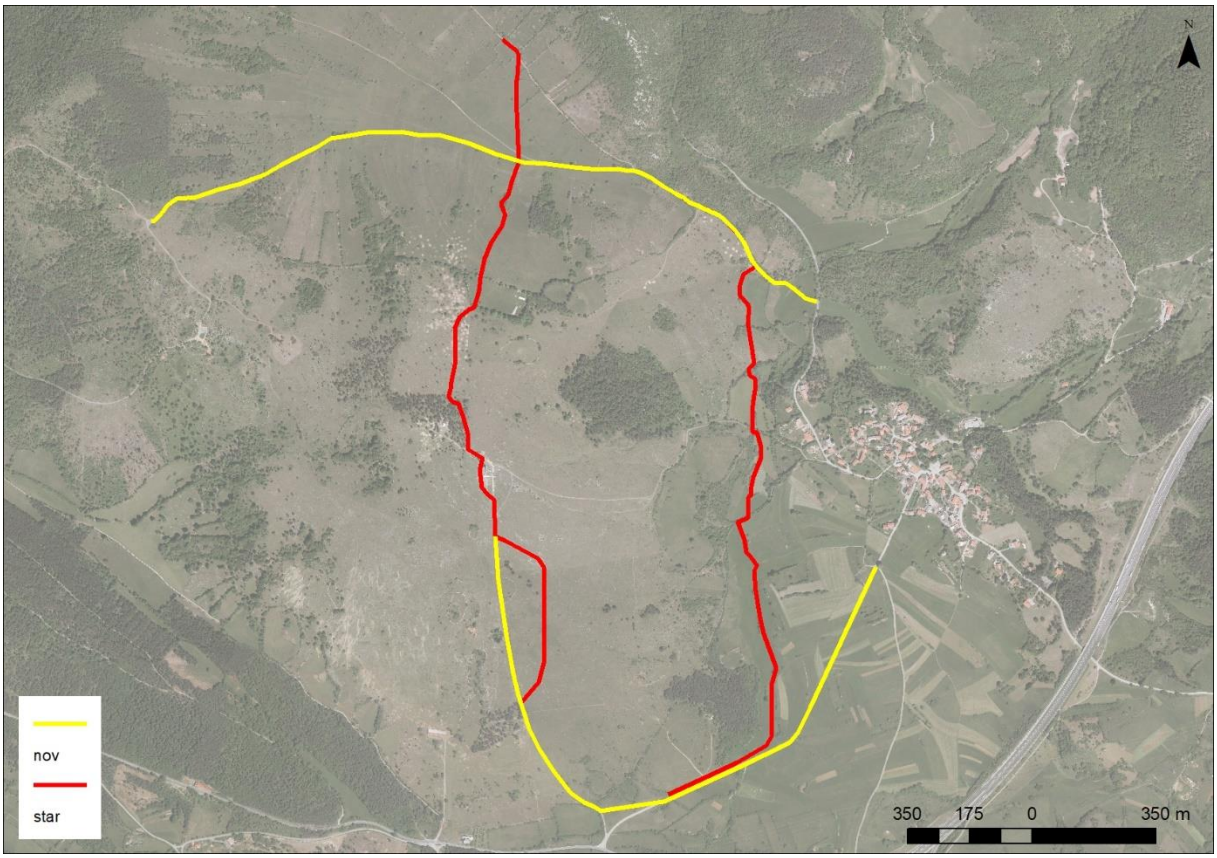
Pisana penica *Sylvia nisoria*
2024: popis je bil večinoma izveden v predvidenem sezonskem okvirju (5. 5.-15. 6.). Zaradi hladne in deževne prve polovice junija smo ponovitve popisov na transektih Velika Polana (20. 6. 2024), Muriša (21. 6. 2024), Brezovica ter Dolnja Bistrica (oba 19. 6. 2024) opravili nekaj dni po priporočenem terminu.

2025: popis je bil večinoma izveden v predvidenem sezonskem okvirju (5. 5.-15. 6.), odstopala je le ponovitev na transektu Brezovica (18. 6. 2025), na kateri je bil - enako kot v prvem popisu - zabeležen 1 pojoč samec/par pisane penice.

2026: popis je bil večinoma izveden v predvidenem sezonskem okvirju (5. 5.-15. 6.), odstopala je le ponovitev na transektih Muriša in Brezovica, ki je bila opravljena 20. 6. 2026.

Spremembe popisnih enot

V obdobju 2024-2026 smo z dovoljenjem naročnika naredili popravek transekta Jurišče - S, kjer se popisuje hribskega škrjanca in pisano penico. Originalni transekt je namreč potekal prek pašnikov, kar je na terenu pomenilo, da je moral popisovalec vstopiti v ograjeni del. Pri tem je obstajala nevarnost, da ga napade pastirski pes. Transekt smo spremenili tako, da popisovalec ni več v nevarnosti, saj trasa sedaj v celoti poteka po makadamski cesti. Obstaja verjetnost, da bo število hribskih škrjancev in pisanih penic na popravljenem transektu v prihodnjih letih malce večje, saj korigirana trasa v večji meri kot prej poteka po habitatu, ki ustreza obema vrstama. Prvič smo transekt po novi trasi popisali v letu 2026 in ga oddajamo v grafičnem delu poročila (Priloga II).
Zaradi enake nevarnosti kot na transektu Jurišče - S predlagamo, da se spremenita tudi transekta za hribskega škrjanca na Krasu, in sicer Griško polje - V in Griško polje - Z. Oba v celoti potekata po pašnikih, v katerih so pastirski psi. Predlagamo, da se omenjena transekta ukine in se namesto njiju v prihodnje popisuje dva nova transekta, Griško polje - S in Griško polje - J (slika 1). Nova transekta potekata na istem območju, s čimer dosežemo, da sprememba ne bo imela bistvenega vpliva na število popisanih hribskih škrjancev in posledično na trend.



Slika 1: Potek starih (rdeča črta) in predlog novih transektov (rumena črta) za hribskega škrjanca na Griškem polju

VIRI

Denac K., Blažič B., Bordjan D., Božič L., Koce U., Mihelič T., Očko U. & Stanič D. (2025): Popisni protokoli za monitoring ptic na območjih Natura 2000. DOPPS, Ljubljana.

Rubinič B. (2004): Monitoring populacij izbranih vrst ptic. Prvo vmesno poročilo. Popisni protokoli. Naročnik: Agencija RS za okolje. DOPPS, Ljubljana.