

ZÁCHRANNÝ PROGRAM PRO
BOUROVCE TRNKOVÉHO (*ERIOGASTER CATAX*)
V ČESKÉ REPUBLICĚ



2026



Ministerstvo
životního prostředí



AGENTURA OCHRANY
PŘÍRODY A KRAJINY
ČESKÉ REPUBLIKY

Záchranný program zpracovala Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky v úzké spolupráci s externími odborníky. Na vzniku textu se podíleli Ing. Vladimír Hula, Ph.D., Mgr. Michal Zapletal, Ing. Jakub Šafář, Mgr. Václav Kodoušek (eds.), Mgr. Václav John, Ph.D. (eds.)

Odbornými oponenty návrhu byli prof. RNDr. Zdeněk Laštůvka, CSc. a Mgr. Zdeněk Faltýnek Fric, Ph.D.

Záchranný program byl schválen MŽP k 29.6.2026 pod č.j. MZP/2026/630/1423.

Titulní stránka: bourovec trnkový (*Eriogaster catax*), foto Vít Hotárek a Martin Tomešek.

Citace: AOPK ČR, 2026. Záchranný program pro bourovce trnkového (*Eriogaster catax*) v České republice. Praha: AOPK ČR, 2026.

Záchranný program pro bourovce trnkového (*Eriogaster catax*) v České republice je podpořen z projektu PROtect SPECies acTIVELY by LIFE, PROSPECTIVE LIFE ("101104621 — LIFE22-IPN-CZ-PROSPECTIVE LIFE").

Financováno Evropskou unií. Údaje a informace zveřejněné v tomto programu vyjadřují názor či stanovisko pouze autorů, nikoliv Evropské unie ani CINEA. Evropská unie ani CINEA nejsou odpovědny za jakékoliv použití informací, které tento program obsahuje.



Ministerstvo
životního prostředí



AGENTURA OCHRANY
PŘÍRODY A KRAJINY
ČESKÉ REPUBLIKY



Spolufinancováno
Evropskou unií



NATURA 2000

Obsah

SOUHRN ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU	4
ACTION PLAN SUMMARY	6
1. Výchozí informace pro realizaci záchranného programu	8
1.1 Taxonomie	8
1.2 Rozšíření	11
1.2.1 Celkové rozšíření.....	11
1.2.2 Rozšíření druhu v České republice	20
1.3 Biologie a ekologie druhu	24
1.3.1 Nároky na prostředí.....	24
1.3.2 Rozmnožování a životní strategie.....	26
1.3.3 Potravní ekologie	30
1.3.4 Pohyb, migrace a demografické parametry	31
1.3.5 Role v ekosystému	33
1.4 Příčiny ohrožení druhu	34
1.5 Statut ochrany	36
1.5.1 Statut ochrany na mezinárodní úrovni	36
1.5.2 Legislativní aspekty ochrany druhu v ČR	36
1.5.3 Statut ochrany v okolních zemích s recentním výskytem druhu.....	37
1.6 Dosavadní opatření pro ochranu druhu.....	39
1.6.1 Nespecifická ochrana.....	39
1.6.2 Specifická ochrana	40
2. CÍLE ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU	47
2.1 Dlouhodobé cíle	47
2.2 Střednědobé cíle	48
3. PLÁN OPATŘENÍ ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU	50
3.1 Péče o biotop.....	50
3.1.1 Prosvětlování keřového patra.....	50
3.1.2 Zavedení extenzivní pastvy	52
3.1.3 Obnova liniové zeleně	53
3.1.4 Seč.....	55
3.2 Péče o druh.....	56

3.2.1 Zajištění ochrany vývojových stadií během managementových zásahů....	56
3.2.2 Záchranný chov	56
3.2.3 Repatriace a posilování populací.....	59
3.3 Monitoring.....	65
3.3.1 Mapování biotopů a potenciálních lokalit bourovce	65
3.3.2 Monitoring hnízd, dospělců a kokonů a stavu jejich prostředí.....	65
3.4 Výzkum.....	68
3.4.1 Studium disperze a populační konektivity v krajině, včetně identifikace migračních bariér a funkčních koridorů	68
3.4.2 Analýza genetické variability populací v České republice a sousedních zemích	69
3.4.3 Analýza parazitismu, včetně identifikace klíčových druhů nepřátel.....	70
3.4.4 Studium vlivu vypalování na populace bourovce a využití v praxi.....	71
3.5 Výchova a osvěta.....	72
3.5.1 Práce s veřejností.....	72
3.5.2 Komunikace se zemědělci, vinaři a sadaři	73
3.5.3 Místní samosprávy	73
3.6 Ostatní opatření.....	74
3.6.1 Mezinárodní spolupráce	74
4. REALIZACE PROGRAMU.....	75
5. POUŽITÁ LITERATURA	78
6. PŘÍLOHY	91
Příloha 1 – Seznam lokalit s výskytem bourovce	91
Příloha 2 – Návrh obnovy metapopulační struktury v krajinné mozaice jižně od NPR Nesyt (příkladová oblast).....	95
Příloha 3 – Příklady biotopů bourovce trnkového v České republice.....	98
Příloha 4 – Tabulka stavu evropsky významných lokalit s předmětem ochrany bourovce trnkový a hodnocení předmětů ochrany EVL	101
Příloha 5 – Tabulka lokalit s výskytem larválních hnízd v roce 2025	102

SOUHRN ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU

Bourovec trnkový (*Eriogaster catax*, Linnaeus, 1758) patří mezi nejohroženější druhy motýlů v České republice i v celé Evropě. V současnosti přežívá pouze ve čtyřech jádrových oblastech na jižní a jihovýchodní Moravě – na Znojemsku, v širší oblasti Pálavy (včetně CHKO Soutok), v Bílých Karpatech a na Uherskobrodsku a Uherskohradištsku. Bourovec je silně závislý na heterogenitě a sukcesní dynamice prostředí. Přežívá především tam, kde je zachována rovnováha mezi otevřenými plochami a křovinami, krajina je mozaikovitě strukturovaná a kde pastva či šetrná údržba zeleně zabraňuje jak úplnému zarůstání, tak plošnému odstraňování dřevin. Současné populace jsou však vzájemně izolované a jejich dlouhodobá stabilita závisí na cílené ochraně stanovišť a koordinovaném managementu. Historické údaje dokládají, že druh byl původně rozšířen i v Čechách, zejména v Polabí a okolí Prahy, vyhynul zde však již v první polovině 20. století. Trend je dlouhodobě negativní – plocha areálu se snížila přibližně o 77 % oproti historickému rozšíření.

Bourovec trnkový je evropsky významný druh. Je uveden v přílohách II a IV směrnice 92/43/EHS o stanovištích. V České republice je zařazen mezi zvláště chráněné druhy podle zákona č. 114/1992 Sb. a vyhlášky č. 395/1992 Sb. v kategorii silně ohrožený. V Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky je hodnocen jako ohrožený (EN). Pro jeho ochranu bylo vyhlášeno 12 evropsky významných lokalit. V rámci hodnocení stavu evropsky významných druhů byl druh v panonském bioregionu hodnocen jako nepříznivý (U2) v kategoriích areál, budoucí vyhlídky a celkové hodnocení, zatímco v kategorii stanoviště dosáhl hodnocení nedostatečného (U1). V kontinentálním bioregionu byl ve všech hodnocených kategoriích klasifikován jako nepříznivý (U2) a dlouhodobě se zde nevyskytuje.

Hlavními příčinami ohrožení jsou nadměrné zarůstání pastvin a lesostepí, likvidace liniové zeleně, homogenizace krajiny, změny v lesnickém hospodaření a v poslední době také dopady globální změny klimatu.

Cílem záchranného programu je stabilizace populací bourovce trnkového v České republice. Konkrétním cílem je dosažení minimální početnosti alespoň 1500–2000 larválních hnízd ročně, obnova výskytu na území všech evropsky významných lokalit

vyhlášených pro tento druh a zajištění pravidelného výskytu na minimálně 3 lokalitách v každé ze čtyř oblastí výskytu.

Cíle bude dosaženo kombinací vhodně nastavených managementových opatření, jimiž jsou prosvětlování křovin, pastva, sečení a výsadby liniových dřevin, realizací záchranného chovu a následných repatriací. Důležitou součástí programu je rovněž zapojení širší veřejnosti a vlastníků pozemků do ochrany druhu. Program zahrnuje i potřebné výzkumné aktivity zaměřené na zvýšení efektivity managementových opatření a poznání genetické diverzity druhu potřebné pro založení záchranného chovu.

Zpracování Záchraného programu pro bourovce trnkového (*Eriogaster catax*) v České republice bylo podpořeno z projektu PROtect SPECies acTIVELY by LIFE, PROSPECTIVE LIFE ("101104621 — LIFE22-IPN-CZ-PROSPECTIVE LIFE"). V rámci definování cílů, řízení a realizace ZP jsou nově zavedeny principy adaptivního managementového cyklu odvozené od hodnocení stavu evropsky významných druhů jako předmětů ochrany evropsky významných lokalit. Toto hodnocení je výsledkem projektu LIFE Jedna příroda (Integrovaný projekt LIFE pro soustavu Natura 2000 v České republice; LIFE17 IPE/CZ/000005).

ACTION PLAN SUMMARY

The Eastern Eggar (*Eriogaster catax*, Linnaeus, 1758) is among the most endangered moth species in the Czech Republic and across Europe. At present, it survives only in four core areas in southern and south-eastern Moravia: the Znojmo region, the wider Pálava area (including the Soutok Protected Landscape Area), the White Carpathians, and the Uherský Brod and Uherské Hradiště regions. The species is strongly dependent on habitat heterogeneity and successional dynamics. It persists mainly in areas where a balance between open habitats and shrub vegetation is maintained, the landscape has a mosaic structure, and grazing or low-intensity vegetation management prevents both complete overgrowth and large-scale removal of woody vegetation. Current populations are, however, mutually isolated, and their long-term viability depends on targeted habitat conservation and coordinated management.

Historical records indicate that the species was formerly present also in Bohemia, particularly in the Elbe River lowland and the Prague area, but it became extinct there as early as the first half of the 20th century. The long-term trend is clearly negative, with the extent of the species' range having declined by approximately 77% compared to its historical distribution.

The eastern eggar is a species of European conservation importance listed in Annexes II and IV of Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. In the Czech Republic, it is classified as a specially protected species under Act No. 114/1992 Coll. and Decree No. 395/1992 Coll., in the category critically endangered. In the Czech Red List of threatened species, it is assessed as Endangered (EN). For its protection, 12 Sites of Community Importance have been designated. Within the reporting on the conservation status of European species, the species was assessed as U2 in the categories of range, future prospects, and overall conservation status, while the habitat category was assessed as U1.

The main threats include excessive overgrowth of pastures and forest-steppe habitats, removal of linear vegetation, landscape homogenisation, changes in forestry practices, and, more recently, the impacts of global climate change.

The aim of the conservation programme is to stabilise populations of the eastern eggar in the Czech Republic. The specific objectives are to achieve a minimum annual abundance of at least 1,500–2,000 larval nests, to restore the species' occurrence at all Sites of Community Importance designated for this species, and to ensure regular occurrence at a minimum of three sites within each of the four core areas of distribution.

These objectives will be achieved through a combination of appropriately designed management measures, including shrub thinning, grazing, mowing, and the planting of linear woody vegetation, as well as through the establishment of an ex situ conservation breeding programme followed by repatriation. An important component of the programme is also the involvement of the general public and landowners in species conservation. The programme further includes necessary research activities aimed at improving the effectiveness of management measures and at enhancing knowledge of the species' genetic diversity, which is essential for the establishment of a conservation breeding programme.

The development of the Action Plan for the Easter Eggar Moth (*Eriogaster catax*) in the Czech Republic was supported by the PROtect SPECies acTIVELY by LIFE, PROSPECTIVE LIFE project ("101104621 — LIFE22-IPN-CZ-PROSPECTIVE LIFE"). As part of defining the objectives, management, and implementation of the Action Plan, principles of an adaptive management cycle have been newly introduced, derived from the assessment of the status of species of European importance as conservation targets within Sites of Community Importance. This assessment is the result of the project LIFE One Nature (Integrated LIFE Project for the Natura 2000 Network in the Czech Republic; LIFE17 IPE/CZ/000005).

1. Výchozí informace pro realizaci záchranného programu

1.1 Taxonomie

Bourovec trnkový (*Eriogaster catax*) je jedním ze tří druhů rodu *Eriogaster* Germar, 1810 vyskytujících se v České republice. Druh poprvé popsal Carl von Linné v roce 1758 (*Systema Naturae*, 10. vydání) jako *Phalaena catax* a později byl zařazen Ernstem Friedrichem Germarem (1810) do nově vymezeného rodu *Eriogaster*.

Synonyma: *Phalaena (Bombyx) catax* Linnaeus, 1758; *Phalaena lentipes* (Esper, 1783). Přehled synonym: viz Karsholt, Razowski (1996), Lepiforum (2023), Savela (2023).

Rod *Eriogaster* zahrnuje v Evropě celkem čtyři druhy: *E. catax*, *E. lanestris*, *E. arbusculae* a *E. rimicola* (Karsholt & Razowski, 1996; de Freina & Witt, 1987; Savela, 2023). Z morfologického hlediska jsou druhy tohoto rodu charakteristické robustní stavbou těla a hustým ochlupením. Rozpoznávacím znakem *E. catax* je především kresba předních křídel tvořená dvěma příčnými liniemi a žlutooranžovým odstínem, stejně jako typické zbarvení housenek se světlými podélnými pruhy (Habeler, 2008). Od ostatních druhů se *E. catax* liší zejména svou ekologií – ostatní druhy vykazují jarní aktivitu dospělců (s výjimkou *E. rimicola*) nebo jsou vázány na zcela odlišné živné rostliny.

U druhu *Eriogaster catax* nejsou dosud popsány žádné poddruhy. Fylogenezi a fylogeografii tohoto druhu dosud komplexně zpracovali pouze Konvičková et al. (2025), kteří analyzovali vzorky z jižní Moravy, Maďarska, Rumunska a Polska. V prostoru panonské provincie a jižního Polska identifikovali tři hlavní fylogenetické linie, které pravděpodobně vznikly v důsledku rozdílných postglaciálních tras šíření z jižních glaciálních refugií.

Jihomoravské populace náleží k západní panonské linii, v jejímž rámci se druh šířil ze západního Maďarska na jižní Moravu a dále do severního Maďarska, na Slovensko

a do jižního Polska (pohoří Bieszczady). Západokarpatská linie se šířila z území Rumunska severním směrem až k hranici s Maďarskem a dále k ukrajinské hranici v Zakarpatské oblasti. Třetí, východokarpatská linie obkroužila karpatský oblouk a dosáhla jižního Polska v okolí Přemyšle.

Přestože se populace různých fylogenetických linií v jižním Polsku nacházejí v geograficky těsném sousedství, dostupná genetická data (Konvičková et al. 2025) nenasvědčují jejich vzájemnému kontaktu. Jihomoravské populace vykazují nižší alelickou diverzitu, což odpovídá jejich postavení na okraji areálu rozšíření druhu. S ohledem na předpokládané lokální adaptace a konzervativní genetickou strukturu druhu není vhodné provádět křížení jihomoravských populací s geograficky vzdálenými zahraničními populacemi.

Hybridizace s jinými druhy rodu *Eriogaster* nebyla dosud doložena. Na rozdíl od příbuzného *E. lanestris* se *E. catax* vyznačuje těsnou vazbou na keřové porosty v otevřené krajině, nikoli na lesní prostředí (de Freina & Witt, 1987). Housenky *E. catax* se vyvíjejí od časného jara, takže jejich vývoj je přibližně o dva až tři instary uspíšen oproti *E. lanestris*. V době, kdy jsou housenky *E. catax* již mimo hnízda, zůstávají housenky *E. lanestris* v hnízdech svých raných instarů. Morfologická variabilita se projevuje především v odstínu křídel a ve velikosti jedinců. Samice bývají robustnější a výrazně méně pohyblivé než samci.

Druh: *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758)

Český název: bourovec trnkový

Anglický název: Eastern Eggar

Německý název: Hecken-Wollafter

Francouzský název: Bombyx du prunellier

Ruský název: Коконопряд терновый

Taxonomické zařazení:

Říše: Animalia

Kmen: Arthropoda

Třída: Insecta

Řád: Lepidoptera

Nadčeleď: Lasiocampoidea

Čeleď: Lasiocampidae

Podčeleď: Lasiocampinae

Rod: *Eriogaster* Germar, 1810

Druh: *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758)

Rod *Eriogaster* Germar, 1810 (dle Savela, 2023) zahrnuje následující druhy:

Eriogaster acanthophylli Christoph, 1882 – Turkmenistán, Kopet Dag

Eriogaster arbusculae Freyer, 1849 – Alpy a severní Evropa.

Eriogaster catax (Linnaeus, 1758) – střední a jihovýchodní Evropa.

Eriogaster czipkai Lajonquiére, 1975 - Turecko

Eriogaster daralagesia Zolotuhin, 1991 – Arménie

Eriogaster henkei Staudinger, 1879 – Kazachstán.

Eriogaster lanestris (Linnaeus, 1758) – Evropa.

Eriogaster mirabilis Fixsen, 1887 – Dálný východ.

Eriogaster neogena Fischer von Waldheim, 1824 – Sibiř, střední Asie.

Eriogaster nippei de Freina, 1988 – Turecký Taurus

Eriogaster percomis Erschoff, 1874 – střední Asie.

Eriogaster pfeifferi Daniel, 1932 – Blízký východ

Eriogaster philippsi Bartel, 1911 – Blízký východ

Eriogaster reshoeffi Schulte & Witt, 1975 – Afghanistan

Eriogaster rimicola (Denis & Schiffermüller, 1775) – jihovýchodní Evropa, Balkán.

Rod *Eriogaster* v současnosti zahrnuje 15 druhů, z toho čtyři se vyskytují na území Evropy. Taxonomické pojetí rodu není zcela ustálené, neboť u některých taxonů přetrvává nejistota ohledně jejich statusu.

Příbuzenské vztahy a fylogeneze

Fylogeneze čeledi Lasiocampidae dosud nebyla komplexně zpracována. K dispozici jsou pouze dílčí nebo prvotní souhrnné studie (např. Regier et al., 2000), avšak konkrétní fylogenetické postavení rodu *Eriogaster* ani jeho vnitřní uspořádání dosud nebylo publikováno. V České republice je doloženo celkem 18 druhů z čeledi Lasiocampidae (Macek et al., 2008; Laštůvka et al., 2023). Z rodu *Eriogaster* je legislativně chráněn pouze *E. catax*, avšak například *E. rimicola* patří rovněž mezi vysoce ohrožené druhy a v současnosti je v ČR pravděpodobně již vyhynulý.

1.2 Rozšíření

1.2.1 Celkové rozšíření

Albánie: V Albánii je bourovec trnkový (*Eriogaster catax*) historicky doložen z nížin a pahorkatin severní a střední části země, zejména z údolí řeky Drin a okolí Tirany (Rebel & Zerny, 1931). Recentní údaje jsou velmi vzácné – moderní průzkumy posledních dekád druh na většině historických lokalit nepotvrdily, což naznačuje výrazný ústup. Přetrvávající populace jsou známy pouze z menších fragmentů mozaikovitě využívané agrární krajiny v severní Albánii, kde se dochovaly keřové porosty s trnkou a hlohem (Abadjiev, 2001). V tomto případě může jít i o výrazné zkresení způsobené nedostatkem terénních pozorovatelů a cíleného monitoringu. Druh je v Albánii hodnocen jako ohrožený (EN) (Abadjiev, 2001).

Belgie: Z Belgie pocházejí pouze historické nálezy z 19. století (okolí Lutychu). Recentní údaje chybí a druh je uváděn jako vyhynulý již od poloviny 20. století. Status: vyhynulý (EX) (Karsholt & Razowski, 1996).

Bosna a Hercegovina: Historické údaje z konce 19. a první poloviny 20. století uvádějí bourovce trnkového jako poměrně běžný druh podél řek Sávy, Bosny, Vrbasu a Driny

(Rebel & Zerny, 1931). Recentní průzkumy potvrdily jeho výskyt už jen na několika izolovaných lokalitách v severní části země (Banja Luka, Tuzla, Posavina), zatímco v centrální a jižní části zcela chybí (Mihoci et al., 2007). Hlavní příčiny úbytku představují intenzifikace zemědělství, odstraňování keřových pásů, urbanizace a sukcesní zarůstání opuštěných pastvin. Současné populace jsou izolované a vzhledem k omezené konektivitě dlouhodobě ohrožené (EN-RE) (Mihoci et al., 2007).

Bulharsko: V Bulharsku se bourovec trnkový vyskytuje především v severní a západní části země, zejména v oblasti Podunají, Thrákie a Sofijské kotliny. Obývá mozaikovitě strukturovanou krajinu s pastvinami a křovinami. Druh je hodnocen jako ohrožený (EN) (Abadjiev & Beshkov, 2007). Hlavními příčinami ohrožení jsou zarůstání pastvin po opuštění tradiční pastvy a intenzifikace zemědělství.

Chorvatsko: Historické údaje dokládají, že druh byl dříve běžný v severním a severozápadním Chorvatsku, zejména podél řek Drávy, Sávy a Mury (Rebel & Zerny, 1931). V současnosti se vyskytuje v Podráví, Posáví a Slavonii, dále lokálně na Istrii a v Gorském kotaru (Mihoci et al., 2007). Podle chorvatského červeného seznamu je bourovec trnkový hodnocen jako ohrožený druh (EN) s klesajícím populačním trendem (Mihoci et al., 2015). Přetrvává zejména v chráněných územích, jako jsou Kopački rit a Lonjsko polje.

Černá Hora: V Černé Hoře je bourovec trnkový doložen především z jižních a centrálních oblastí, zejména z okolí Podgorice, údolí řeky Morača a nížin u Skadarského jezera (Rebel & Zerny, 1931). Současné populace jsou velmi fragmentované a početně slabé. Druh je hodnocen jako ohrožený (EN) (Mihoci et al., 2007).

Dánsko: Leží na severozápadním okraji areálu druhu. Historické údaje z 19. století dokládají výskyt bourovce trnkového na Jutském poloostrově a ostrovech Sjælland a Fyn (Escherich, 1897). Ve 20. století populace rychle vymizely a v současnosti přetrvávají pouze na několika izolovaných lokalitách v jižním a východním Jutsku. Druh je hodnocen jako kriticky ohrožený (CR) (Stoltze & Pihl, 1998).

Francie: V minulosti byl druh široce rozšířen v severní a střední Francii. Od poloviny 20. století však dramaticky ustoupil a dnes přežívají jen izolované populace, především v centrální a jihovýchodní části země. V národním červeném seznamu je veden jako kriticky ohrožený (CR) (IUCN France, 2012).

Itálie: V Itálii se bourovec trnkový vyskytuje především v severní a střední části země, zejména v Pádské nížině, Benátsku, Toskánsku a oblasti Emilia-Romagna. Na jihu a na ostrovech chybí (Bertaccini, 1995; Parenzan & Porcelli, 2006). Druh je hodnocen v kategoriích VU–EN v závislosti na regionu (ISPRA, 2018) a je ohrožen především intenzifikací zemědělství a urbanizací.

Lichtenštejnsko: Druh byl v minulosti zjištěn například z údolí řeky Rýn, avšak recentní údaje chybějí. S ohledem na malou rozlohu státu a intenzivní využívání krajiny je pravděpodobné, že populace zanikla, podobně jako v přilehlém údolí Rýna ve Švýcarsku. Druh je zde považován za vyhynulý (EX) (Karsholt & van Nieuwerkerken, 2013).

Litva: V Litvě je bourovec historicky uváděn z jižní části země (okolí Vilnius), kde obýval mozaikovitě využívanou agrární krajinu. Recentní výskyty nebyly potvrzeny a druh je považován za pravděpodobně vyhynulý (Rašomavičius, 2007).

Maďarsko: Klíčová oblast výskytu bourovce trnkového se nachází v Panonské pánvi, především v Podunajské nížině, oblasti Alföld a podél řek Körös a Tisza (Ronkay & Varga, 1984; Varga, 2012). Populace jsou zde početné a tvoří rozsáhlé metapopulační komplexy. Druh je hodnocen jako ohrožený (EN). Mezi hlavní hrozby patří fragmentace stanovišť, zarůstání pastvin a dopady klimatické změny (Szentkirályi & Varga, 2007).

Moldavsko: Historicky byl druh rozšířen v nížinných oblastech Podněstří. Recentně je potvrzen pouze z několika lokalit ve střední a jižní části země, zejména z oblasti Codru Reserve a údolí řeky Dněstr. Hodnocen je jako ohrožený (EN) (Derjanschi & Munteanu, 2005).

Nizozemí: Z území Nizozemska pocházejí pouze historické údaje z 19. století. Recentní výskyty nejsou známy a druh je považován za vyhynulý (EX) (Karsholt & Razowski, 1996).

Německo: Historicky byl bourovec rozšířen v mnoha nížinných a pahorkatinných oblastech s tradiční mozaikou mezí a živých plotů a byl místy udáván jako běžný druh (Karsholt & Razowski, 1996). Od poloviny 20. století však následoval prudký ústup způsobený scelováním polí, odstraňováním křovin a unifikovanými zásahy do liniové zeleně (BfN, 2018; Rote-Liste-Zentrum, 2021). V současnosti přetrvávají populace především v jihovýchodní a východní části země. V Bavorsku jsou známa izolovaná, místy relativně stabilní jádra v Dolních a Horních Francích, na Švábské a Franské Juře a v říčních údolích (Main, Regnitz). Zde se osvědčila mozaiková péče o keřové pásy (hedgerows) a šetrná údržba porostů (LfU Bayern, 2020; 2023). V Hesensku byla též zdůrazněna mozaikovitá péče a udržení tradičního hospodaření (HLNUG, 2019). Durynsko a Sasko hostí populace navazující na historické české a polské výskyty, zejména v údolích řek Sály, Unstrutu a Labe, zatímco v severní a severozápadní části Německa je druh převážně neznámý. Na spolkové úrovni je bourovec trnkový hodnocen jako ohrožený (EN), regionálně až kriticky ohrožený nebo vyhynulý (CR/RE) (Rote-Liste-Zentrum, 2021). Právně je zařazen mezi „streng geschützt“ podle vyhlášky BArtSchV (BfN, 2023). K úspěšným opatřením patří prostorově a časově diferencovaná údržba křovin, zákaz plošných zimních zásahů a podpora biodiverzitních ploch (BFF) v zemědělské krajině (BfN, 2018).

Polsko: Historické prameny dokládají široké, avšak nerovnoměrné rozšíření bourovce trnkového v jižním a středním Polsku, zejména v Dolním Slezsku, Malopolsku a Podkarpatsku. Druh zde obýval mozaikovitou krajinu s rozptýlenou zelení, mezemi a okraji lužních a říčních niv (Nowicki, 1864; Razowski, 1990). Od druhé poloviny 20. století došlo k výraznému ústupu, především v důsledku scelování pozemků, odstraňování živých plotů a intenzifikace údržby liniové zeleně (Buszko & Nowacki, 2002). Recentní výskyt je omezen na několik izolovaných oblastí, zejména v jihovýchodním Polsku (Podkarpatské vojvodství, okolí Przemyslu a Rzeszówa), a dále lokálně v Dolním Slezsku a Opolsku, kde populace navazují na výskyty v České republice a na Slovensku (Buszko & Nowacki, 2002). Cílené studie potvrzují, že mikrostanovištní parametry – zejména orientace keře, oslunění a závětrí – významně ovlivňují ovipozici i přežívání housenek (Kadej et al., 2018). Na národní úrovni je druh hodnocen jako ohrožený (EN) se setrvávajícím trendem (Pawlowski et al., 2002). Ochrana je zajišťována prostřednictvím evropsky významných lokalit v soustavě

Natura 2000 a lokálního managementu, který zahrnuje mozaikovitě udržování keřů a omezení plošných zásahů v zimním a raně jarním období.

Rakousko: V Rakousku je bourovec vázán převážně na panonskou oblast východní části země, zejména Dolní Rakousko a Burgenland. Historicky byl doložen také z okrajů Vídně a přilehlé agrární krajiny (Habeler, 2008; Gepp, 2011). Současné lokality jsou soustředěny do teplých pahorkatin s vinohrady, sady a mezemi, kde trnka a hloh vytvářejí lineární i plošné křovinné lemy. V alpských a subalpínských regionech je výskyt sporadický nebo zaniklý. Vídeň představuje specifický případ: izolované populace zde přežívají v okrajových čtvrtích a na navazujících stepních a lesostepních fragmentech. Město uplatňuje cílenou politiku ochrany druhů (MA 22), která zahrnuje pravidla pro údržbu křovin – prodloužené seče, prostorově mozaikovitou strukturu a zákaz plošných zimních prořezů – a rovněž pravidelný monitoring housenčích hnízd (MA 22, 2005). V Dolních Rakousích a v Národním parku Donau-Auen se osvědčilo kombinovat ponechávání starších hustých keřových porostů v závětří s postupnou obnovou okolních keřů, čímž je zajištěna heterogenita a dostatečné oslunění biotopu (Habeler, 2008). Na národní i zemské úrovni je druh hodnocen převážně jako ohrožený (EN) (Gepp, 2011). Trend je regionálně kolísavý a závisí na dlouhodobě udržovaném managementu i na agro-environmentálních opatřeních, přičemž hodnocení se může lišit mezi jednotlivými spolkovými zeměmi.

Rumunsko: Rumunsko představuje jednu z hlavních oblastí výskytu bourovce v Evropě, zejména v Transylvánii a Podunajské nížině. Populace jsou zde relativně početné, avšak lokálně izolované. Významnou roli v jejich udržitelnosti hraje mikroklima a metapopulační dynamika (Sitar et al., 2019, 2020, 2024). Druh je hodnocen jako ohrožený (EN) (Sitar et al., 2019).

Řecko: V Řecku se bourovec vyskytuje především v severních oblastech země, zejména v Makedonii, Thesálii a Thrákii, kde obývá mozaikovitě strukturovanou krajinu (Rebel & Zerny, 1931; Abadjiev, 2001). V národním hodnocení je veden v kategoriích VU–EN (Legakis & Maragou, 2009).

Severní Makedonie: Historické údaje dokládají výskyt druhu v okolí Skopje a v údolí řeky Vardar (Rebel & Zerny, 1931). Recentní populace byly potvrzeny v údolí Vardaru,

u Bitoly a v Pelagonské kotlině (Abadjiev, 2001). Druh zatím nemá hodnocení v Červeném seznamu, který je v Severní Makedonii v procesu tvorby.

Srbsko: V Srbsku se bourovec vyskytuje především v Panonské nížině, údolí řeky Moravy a v oblasti Šumadije (Pajović, 1980). Recentní údaje potvrzují populace v severní části země (Vojvodina, Fruška Gora) a v centrální oblasti (Kragujevac, údolí Velké Moravy). Druh je hodnocen jako ohrožený (EN) (Stojanović et al., 2015).

Slovensko: Historicky byl bourovec rozšířen v teplejších částech jihozápadního a jižního Slovenska, zejména v Podunajské nížině, Dolním a Středním Pováží a na Myjavské pahorkatině, kde obýval mozaiku sadů, vinogradů, mezí a stepních strání s trnkou (*Prunus spinosa*) a hlohem (*Crataegus* spp.) (Panigaj, 2015). Významné záznamy pocházejí rovněž z Bílých Karpat na slovensko-moravském pomezí, což potvrzuje dlouhodobou přeshraniční kontinuitu s moravskými populacemi (Konvička et al., 2005). V současnosti je výskyt fragmentovaný, avšak stabilní v oblastech s dochovanou extenzivní pastvou a mozaikou křovin (Bílé Karpaty – Myjavsko, okraje CHKO Záhorie, lokálně Pováží, Cerová vrchovina, okolí Košic, atd.). Populace přetrvávají zejména tam, kde se udržuje nízká až střední intenzita pastvy, střídají se prosvětlené úseky s hustšími křovinami, a kde se liniová zeleň neudržuje plošně a uniformně (Panigaj, 2015). V soustavě Natura 2000 je druh předmětem ochrany v několika evropsky významných lokalitách. Management obvykle zahrnuje mozaikovitě prořezávání křovin v delších intervalech a koordinaci pastvy s vývojovými stadii housenek (Konvička et al., 2005; Settele et al., 2009). Trend je regionálně mírně klesající až stabilní; hlavní hrozby představují homogenizace vinohradnické a polní krajiny, rušení křovin a opouštění tradiční pastvy. V národním červeném seznamu je hodnocen jako ohrožený (EN) (Panigaj, 2015).

Slovinsko: Vyskytuje se v Panonské nížině, Podráví, Slovinské Istrii a na Krasu. Známo je více než 50 mapovacích čtverců s recentním výskytem, avšak populace jsou fragmentované. Druh je hodnocen jako ohrožený (EN) (Zakšek, 2021).

Španělsko: Druh zde dosahuje jihozápadního okraje svého areálu. Historicky byl doložen z Katalánska, Aragonu a Navarry. Recentně jsou potvrzeny pouze malé

populace v Katalánsku a Navaře. V národním červeném seznamu je hodnocen jako kriticky ohrožený (CR) (Verdú & Galante, 2009).

Švýcarsko: Historicky byl bourovec běžný v severním Švýcarsku, zejména v kantonech Aargau, Zürich a Thurgau. Od poloviny 20. století však došlo k dramatickému ústupu a dnes přetrvávají pouze malé, izolované populace v severní části země (Duelli & Wermelinger, 2005). Druh je hodnocen jako kriticky ohrožený (CR) (Gonseth et al., 2001).

Turecko (evropská část): V evropské části Turecka se vyskytuje zejména v Thrákii (okolí Edirne a údolí řeky Merič). Populace jsou malé a izolované, avšak významné pro genetické propojení balkánských a anatolských populací (Koçak & Kemal, 2009).

Ukrajina: Historicky byl bourovec doložen z Podolí, Zakarpatska, Podněstří a okolí Kyjeva, Lvova a Oděsy (Shevyrev, 1914; Kozhanchikov, 1950). V současnosti přetrvává v Podněstří a Zakarpatsku, kde populace navazují na výskyty v Moldavsku, Rumunsku a na Slovensku (Gorbach & Nakonechnyi, 2010). Hodnocen je v kategoriích VU–EN podle regionu (Didukh, 2009).

Velká Británie: Druh se historicky vyskytoval pouze v jižní Anglii (Essex, Kent, Cambridgeshire, Norfolk). Dlouhodobě nebyl potvrzen a poslední záznamy pocházejí z období před rokem 1940 (Karsholt & van Nieukerken, 2013). V současnosti je považován za vyhynulý (EX).

Tabulka 1 – Status bourovce trnkového dle národních červených seznamů

Země	Kategorie	Zdroj
Albánie	EN	Abadjiev, 2001
Belgie	RE	Karsholt & Razowski, 1996
Bosna a Hercegovina	EN–RE	Mihoci et al., 2007
Bulharsko	EN	Abadjiev, Beshkov, 2007
Chorvatsko	EN	Mihoci et al., 2015

Země	Kategorie	Zdroj
Černá Hora	EN	Mihoci et al., 2007
Česko	CR	Hejda et al., 2017
Dánsko	CR	Stoltze, Pihl, 1998
Francie	CR	UICN France, 2012
Itálie	VU-EN	Parenzan, Porcelli, 2006; ISPRA, 2018
Lichtenštejnsko	RE	Karsholt & van Nieukerken, 2013
Litva	RE	Rašomavičius, 2007
Maďarsko	EN	Varga, 2012; Ronkay et al., 2024
Moldavsko	EN	Derjanschi, Munteanu, 2005
Německo	EN	Rote-Liste-Zentrum, 2021
Nizozemsko	RE	Karsholt & Razowski, 1996
Polsko	EN	Pawłowski et al., 2002
Rakousko	EN	Gepp, 2011
Rumunsko	EN	Sitar et al., 2019
Řecko	VU-EN	Legakis, Maragou, 2009
Severní Makedonie	–	Ministry of Environment and Physical Planning, Republic of North Macedonia, 2019
Srbsko	EN	Stojanović et al., 2015
Slovensko	EN	Panigaj, 2015
Slovinsko	EN	Zakšek, 2021
Španělsko	CR	Verdú, Galante, 2009
Švýcarsko	CR	Gonseth, Monnerat, 2001

Země	Kategorie	Zdroj
Turecko (evropská část)	–	Koçak, Kemal, 2009
Ukrajina	VU–EN	Didukh, 2009; Gorbach, Nakonechnyi, 2010
Velká Británie	RE	Karsholt & van Nieuwerkerken, 2013



Obrázek 1 – mapa chráněných území vyhlášených pro ochranu bourovce trnkového v Evropské unii (dle Natura 2000.eu)

Rozdíly mezi severem a jihem areálu

V severní části areálu (Německo, Polsko, Švýcarsko, severní Rakousko a Česká republika) je bourovec trnkový omezen na izolované a fragmentované keřové porosty, často tvořené liniovými výsadbami nebo zbytky historických mezí. Populace jsou zde menší, náchylné k izolaci a jejich dlouhodobé přežívání závisí na cíleném managementu křovin a údržbě krajinné struktury. V těchto oblastech představuje hlavní hrozbu zarůstání původně rozvolněných keřových porostů, intenzifikace zemědělství a plošné odstraňování keřových pásů.

Na jihu a jihovýchodě areálu (Maďarsko, Rumunsko, Bulharsko, Srbsko a Řecko) se druh vyskytuje v rozsáhlejších metapopulačních systémech na stepních a lesostepních stanovištích, kde zůstává zachována přirozená dynamika sukcese. Extenzivní pastva a tradiční hospodaření zde udržují mozaiku otevřených ploch a křovin, která podporuje stabilitu a dlouhodobou životaschopnost populací.

1.2.2 Rozšíření druhu v České republice

Bourovec trnkový patří v rámci České republiky mezi druhy s výrazně omezeným a fragmentovaným areálem. V současnosti je jeho výskyt soustředěn výhradně do jihovýchodní části země. Historicky byl však doložen i z Čech, zejména z teplých nížinných oblastí Polabí a Prahy. Podle historických údajů byl druh zaznamenán celkem v 64 mapovacích kvadrátech, po roce 2000 již pouze ve 20 a od roku 2020 jen v 16. Recentní výskyt (Hula 2023, 2024) zahrnuje čtyři hlavní metapopulační oblasti: Uherskobrodsko – Uherskohradištsko, Bílé Karpaty, Pálavu – Soutok a Znojensko (v posledně jmenované oblasti byl v posledních pěti letech potvrzen pouze jeden jedinec). Trend je dlouhodobě negativní – plocha areálu se snížila přibližně o 77 % oproti historickému rozšíření.

1.2.2.1 Historické rozšíření v České republice

První faunistické údaje z 19. století dokládají výskyt bourovce trnkového ve středním Polabí a v okolí Prahy (Kheil, 1863; Obenberger, 1926). Druh zde obýval tradiční mozaikovitou kulturní krajinu s hustými porosty trnky a hlohu, typickou pro říční nivy a mezofytická stanoviště s rozptýlenou zelení. Ještě na počátku 20. století byl v těchto oblastech pravidelně nalézán, avšak následná intenzifikace zemědělství, scelování polí, likvidace mezí a křovin, a později také rozsáhlá urbanizace a industrializace vedly k rychlému úbytku vhodných biotopů. Ve 30. – 50. letech 20. století populace v Čechách zanikly a od té doby již nebyly potvrzeny. Druh je proto v Čechách považován za regionálně vyhynulý (RE).

Na Moravě byly populace bourovce dlouhodobě stabilnější, i když i zde druh vymizel z řady historických lokalit. Prakticky všechny původní lokality na Znojemsku již zanikly; jediný recentní údaj o výskytu dospělce pochází z lokality Ječmeniště, tedy daleko od hranic národního parku Podyjí, kde bývalo centrum výskytu. Historicky se zde druh nikdy nevyskytoval hojně, což dokládá i poměrně malé zastoupení exemplářů v muzejních sbírkách (Šumpich, 2007). Podrobnější přehled historických údajů přináší Šumpich (2011), který výskyt druhu v na Znojemsku uvádí zejména z okolí Čížova, Havraníků, Šobesu, Hnanic a Znojma. Úbytek v Hnanicích byl velmi rychlý – v roce 2018 bylo zaznamenáno přibližně 20 hnízd housenek, v roce 2019 již pouze jedno (Zapletal, in verb.) a v následujícím roce nebyl druh pozorován vůbec (Hula, 2024). Druh byl historicky uváděn také z údolí Oslavy (Senorady, 1938; Šumpich, 2017) a z okolí Drnholce či Břeclavi, avšak na těchto lokalitách nebyl potvrzen již více než jedno desetiletí.

1.2.2.2 Recentní rozšíření

V současnosti přežívá bourovec trnkový v České republice již jen ve čtyřech hlavních jádrových oblastech výskytu, které jsou výhradně soustředěny na jižní a jihovýchodní Moravu. Tyto oblasti představují reliktní refugia tradiční krajiny a jsou úzce prostorově i funkčně vázány na chráněná území a jejich bezprostřední okolí.

1. **Znojensko (západní část areálu):** Výskyt na Znojensku je znám již od 19. století, zejména z okolí Znojma a údolí řeky Dyje (Kheil, 1863; Obenberger, 1926). Recentní populace se do nedávna udržovaly především na jižních a východních svazích údolí Dyje. Druh byl historicky uváděn i z rakouské strany hranice, což dokládá přeshraniční charakter této populace. Poslední potvrzený výskyt pochází z lokality PP Ječmeniště, ačkoli v širším okolí se stále nacházejí vhodné biotopy.
2. **Pálava – Soutok:** Pálava a její okolí (Mikulovsko, Dolní Věstonice, Pouzdřany, Pavlovské vrchy a Soutok) představují jednu z nejsilnějších oblastí výskytu druhu v České republice. Bourovec je zde vázán na stepní stráně, křovinaté lemy vinic, remízky s výskytem živých dřevin a nivu Dyje. Historicky byl v této oblasti hojný, avšak intenzifikace vinohradnictví a rozorání mezí způsobily výrazný ústup. Díky ochraně v rámci CHKO Pálava a aktivnímu managementu stepních rezervací (NPR Děvín, NPR Tabulová hora, NPP Dunajovické kopce) se zde populace částečně udržely. Pálava je v současnosti považována za hlavní centrum rozšíření druhu v ČR a představuje významný přeshraniční prvek propojující české a rakouské populace.
3. **Bílé Karpaty:** Bílé Karpaty tvoří další historicky významný region výskytu. Druh zde obývá mozaikovitou krajinu pastvin, luk a starých ovocných sadů s hustými keřovými porosty. Významné lokality byly zaznamenány zejména v okolí Velké nad Veličkou, Strážnice a na stepních svazích v CHKO Bílé Karpaty. Historické záznamy potvrzují dlouhodobou přítomnost druhu v tomto regionu. Díky přeshraniční kontinuitě se Slovenskem (okolí Myjavy) zde existuje významný genetický a populační most mezi středoevropskými a karpatskými populacemi. Současný stav však naznačuje výrazný pokles – výskyt nebyl na většině dříve známých lokalit v posledních letech potvrzen a populace jsou patrně ve fázi silného ústupu.
4. **Uherskobrodsko – Uherskohradištsko:** Poslední jádrovou oblast tvoří výskyty v okolí Uherského Brodu, Uherského Hradiště, Bojkovic a Luhačovic. Populace zde byly zaznamenány již historicky, avšak dnes představují nejizolovanější výskyty druhu v ČR. Početnost je nízká a dlouhodobá stabilita populací je ohrožená. Přesto zde druh dosud přetrvává – v roce 2025 byl

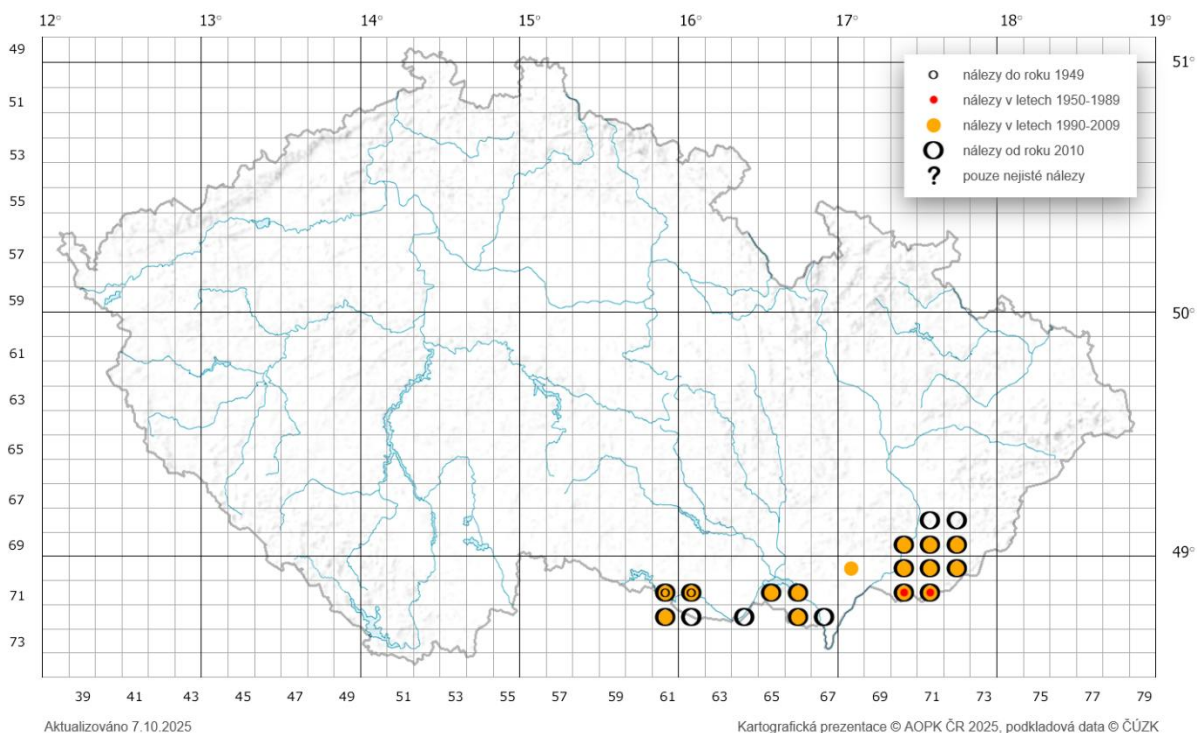
bourovec zjištěn na několika lokalitách v okolí Uherského Brodu a Luhačovic (Hula, in prep.), což potvrzuje trvalou přítomnost druhu v regionu.

1.2.2.3 Trendy v rozšíření

Bourovec trnkový měl v minulosti v České republice výrazně širší rozšíření, které zasahovalo i do Čech (zejména Polabí a okolí Prahy). V současnosti však přežívá již pouze ve čtyřech jádrových oblastech na jižní a jihovýchodní Moravě. I v těchto oblastech je dlouhodobý populační trend negativní. V rámci celkového hodnocení stavu evropsky významných druhů byl druh v panonském bioregionu hodnocen jako nepříznivý (U2) v kategoriích areál, budoucí vyhlídky a celkové hodnocení, zatímco v kategorii stanoviště dosáhl hodnocení nedostatečného (U1). V kontinentálním bioregionu byl ve všech hodnocených kategoriích klasifikován jako nepříznivý (U2) a dlouhodobě se zde nevyskytuje.

Současné populace jsou silně fragmentované a izolované, avšak díky existenci chráněných území a cílenému managementu si stále uchovávají potenciál dlouhodobého přežívání. Celkový trend druhu je však výrazně negativní, s trvalým úbytkem lokalit a poklesem početnosti. Dlouhodobě přežívající populace s kolísavou početností jsou dnes známy pouze z Pálavy (zejména z bývalého vojenského cvičiště Mikulov a lokality Výtopa Nesytu) a z oblasti Uherského Brodu a Luhačovic. Naopak populace v Bílých Karpatech a na Znojemsku se nacházejí na samé hranici vymření. V CHKO Pálava byl druh podle Floriána et al. (2024) historicky uváděn z osmi lokalit (NPR Tabulová hora, PP Na cvičišti, PP Kienberg, PR Liščí vrch, PP Skalky u Sedlece, okraje NPR Křivé jezero, okolí Bulhar), avšak v současnosti je trvale potvrzen výskyt pouze na PP Na cvičišti. Podobný vývoj je patrný i v Bílých Karpatech, kde byl bourovec krátce po prvním mapování soustavy Natura 2000 považován za relativně stabilizovaný a místy i početný (Králíček & Gottwald, 1984; Gottwald & Bělín, 2001). Dnes však přetrvává pouze na několika izolovaných, postupně zanikajících lokalitách (viz příloha 3 – Seznam lokalit).

Výskyt druhu *Eriogaster catax* dle záznamů v ND OP



Obrázek 2 – Mapa rozšíření bourovce trnkového v České republice (NDOP, 2025)

1.3 Biologie a ekologie druhu

1.3.1 Nároky na prostředí

Bourovec trnkový je druh úzce vázaný na mozaikovitou kulturní krajinu, v níž se střídají otevřené plochy s rozptýlenými keři. Klíčovými hostitelskými rostlinami jsou trnka a hloh, u pozdějších larválních instarů doplněné o další růžovité dřeviny. Druh preferuje

osluněné a závětrné keře rostoucí na mezích, pastvinách, vinohradech a okrajích polí, zatímco zastíněné či hustě zapojené porosty jsou pro jeho vývoj nevhodné. Monitoring na jižní Moravě potvrdil, že larvální hnízda se soustřeďují především na keřích s jižní a jihozápadní expozicí, zatímco severní orientace jsou osidlovány jen minimálně (Hula, 2023; 2024).

V severní části areálu (Česká republika, Polsko, Německo, Švýcarsko) přežívá druh převážně v liniových výsadbách a remízcích, kde je jeho existence závislá na šetrné údržbě zeleně a vyloučení plošných zimních zásahů (BfN, 2018; Rote-Liste-Zentrum, 2021), nicméně výskyt je znám i ze stepních a lesostepních lokalit (Pálava, NP Podyjí a okolí aj). Naopak v jižní a jihovýchodní části areálu (Maďarsko, Rumunsko, Balkán) obývá bourovec rozsáhlejší mozaiku stepí a pastvin s křovinami, kde pokračující extenzivní pastva udržuje optimální heterogenitu a mikroklimatické podmínky (Varga, 2012; Sitar et al., 2019; 2024). Přerušení pastvy obvykle vede k zarůstání a zániku populací, zatímco tradiční hospodaření podporuje stabilitu metapopulačních komplexů. Historicky významným prostředím byly také pařeziny – cyklicky obhospodařované nízké lesy poskytující mozaiku světlin a křovin. Populace v takových biotopech byly doloženy jak v Německu (Dolek & Geyer, 1997), tak v České republice (Konvička et al., 2005). Tento typ hospodaření je dnes již vzácný a jeho význam pro druh ve střední Evropě minimální (s výjimkou Bavorska), nicméně dokládá vazbu bourovce trnkového na disturbovaná a dynamická stanoviště. Celkově je bourovec silně závislý na heterogenitě a sukcesní dynamice prostředí. Přežívá především tam, kde je zachována rovnováha mezi otevřenými plochami a křovinami, krajina je mozaikovitě strukturovaná a kde pastva či šetrná údržba zeleně zabraňuje jak úplnému zarůstání, tak plošnému odstraňování dřevin.

Sukcesní procesy a role pastvy

Bourovec trnkový je druh úzce závislý na sukcesních procesech a přirozené dynamice krajiny. Optimální podmínky nachází na stanovištích, která nejsou ani zcela otevřená, ani plně zarostlá – typicky na rozhraní mezi pastvinami a křovinami. Postupná sukcese stepních trávníků vede k zapojování křovin a vytváří vhodná stanoviště pro ovipozici. Pokud je však pastva zcela přerušena, dochází k přerůstání křovin lesními dřevinami, zahuštění porostu a následné ztrátě vhodného mikroklimatu. Naopak tam, kde tradiční

extenzivní pastva dlouhodobě přetrvává (např. na Balkáně, v částech Maďarska a Rumunska), populace bourovce trnkového vykazují dlouhodobou stabilitu a prosperitu (Szentkirályi & Varga, 2007; Sitar et al., 2019; 2024).

Pařeziny

Specifickým typem prostředí, které bylo v minulosti významné zejména ve střední Evropě, jsou pařeziny – nízké hospodářské lesy obhospodařované cyklickou těžbou. Tento způsob hospodaření vytvářel mozaiku osluněných pasek, výmladků a křovin, která poskytovala vhodné podmínky pro ovipozici i vývoj housenek. Populace bourovce byly v takových biotopech doloženy jak v Německu (Dolek & Geyer, 1997), tak v České republice (Konvička et al., 2005). V současnosti však tento typ hospodaření téměř zanikl, a jeho význam pro druh je dnes minimální. Historická vazba na pařeziny nicméně jasně ukazuje význam disturbancí a mozaikovitě struktury prostředí, a to i v rámci lesních stanovišť.

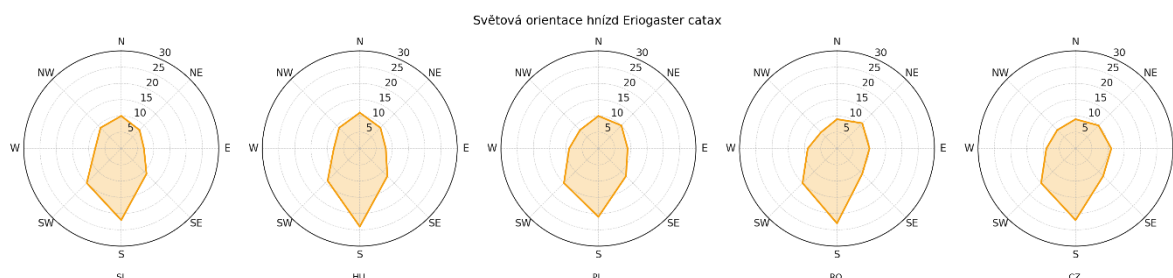
1.3.2 Rozmnožování a životní strategie

Bourovec trnkový vykazuje výrazně specializovanou reprodukční strategii, která je úzce spjata stanovištními, a zvláště mikroklimatickými podmínkami.

Reprodukční cyklus: Dospělci se objevují od září do října, kdy samice kladou vajíčka na tenké větévky hostitelských keřů, nejčastěji trnky obecné (*Prunus spinosa*) a hlohů (*Crataegus* spp.). Vajíčka jsou ukládána do charakteristických pásků nebo shluků těsně přiléhajících k větvičkám. Samice po naklazení vajíček hynou – druh tedy patří mezi semelparní druhy, které se rozmnožují pouze jednou za život. Vajíčka přezimují a housenky se líhnou na jaře, společně s rašením listů (Konvička et al., 2005; Sitar et al., 2020). Ačkoli housenky mohou v zajetí přijímat i další druhy dřevin, v přírodě jsou jejich hnízda doložena téměř výhradně na trnce a hlohu, výjimečně na hrušni polniče (*Pyrus pyraster*) nebo na hrušni obecné (*Pyrus communis*).

Vývoj housenek a hnízdní chování: Housenky jsou výrazně sociální – v raných instarech vytvářejí společná hedvábná hnízda, v nichž se shromažďují a z nichž společně vyrážejí za potravou. Po nakrmení se vracejí zpět, což zajišťuje ochranu před predátory a částečně i před nepříznivým počasím. Hnízda bývají téměř vždy

orientována k jihu, což pravděpodobně souvisí s potřebou tepla během jarního vývoje. S postupujícím růstem se kolonie rozvolňují a housenky se rozptylují po hostitelských keřích. Vývoj housenek probíhá od dubna do května, přičemž s vyššími instary rostou potravní nároky a housenky často spotřebují většinu listové biomasy hostitelského keře (Sitar et al., 2019). Ve starších instarech, zpravidla na konci třetího až začátku čtvrtého instaru, začínají larvy žít soliterně. V této fázi upřednostňují zejména hlohy (*Crataegus* spp.), případně další růžovité dřeviny (*Rosaceae*) – jabloně, hrušně, třešně či jeřáby. Vývojová stádia jsou znázorněna na Obr. 4.



Obrázek 3 – Expozice hnízd bourovce trnkového: Porovnání směrové orientace umístění hnízd bourovce trnkového v různých částech areálu druhu. Data pocházejí z publikovaných studií ze Slovinska (Zakšek et al. 2021), Maďarska (Safián et al. 2010), Polska (Więcek & Kadej 2019), Rumunska (Rákosy & Goia 2006) a České republiky (Valchářová 2012).



Obrázek 4 – Vajíčka a housenky: snůška vajíček ve starém hnízdě (vlevo nahoře), slunící se mladé housenky (vpravo nahoře), housenky před opuštěním hnízda (vlevo dole) a housenka posledního larválního instaru (vpravo dole)

Kokon a stádium kukly: Po ukončení larválního vývoje housenky vytvářejí pevné, oválné kokony, které umísťují na větvičky, do trávy nebo při zemi. V tomto kokonu probíhá přeměna v kuklu, která setrvává v diapauze obvykle během léta a podzimu, výjimečně i déle. V některých případech může druh zůstat v kokonu déle než jeden rok – tzv. prodloužená diapauza. Tato strategie představuje adaptaci na nepříznivé podmínky a umožňuje překlenout období s nízkým přežíváním housenek (Konvička et al., 2005; Wermelinger, 2011). Kuklení může probíhat i poměrně daleko od hostitelských rostlin, což naznačuje, že housenky před zakuklením aktivně vyhledávají vhodná mikrostanoviště.

Mortalita a limitující faktory: Mortalita bourovce trnkového je výsledkem souběhu abiotických i biotických vlivů. Již v literatuře 19. století se objevují zmínky o masivních ztrátách larev v důsledku nepříznivého počasí – zejména během chladných a deštivých jarních období, kdy larvy hromadně hynou v důsledku prochladnutí a

houbových infekcí (Häckel, 1907). Mikroklimatické faktory jsou dodnes považovány za klíčové – hnízda umístěná na osluněných a závětrných keřích dosahují významně vyšší míry přežívání než hnízda ve stinných a vlhkých polohách (Sitar et al., 2020; Kadej et al., 2018).

Z biotických faktorů hrají zásadní roli parazitoidi a patogeny. Mortalita housenek a kukel bývá často vysoká v důsledku napadení lumky (Hymenoptera: Ichneumonidae, Braconidae). U příbuzných druhů rodu *Eriogaster* byla prokázána parazitace druhů jako *Cotesia melanoscela*, *C. risilis* (Braconidae), *Pimpla instigator*, *Itoplectis alternans*, *Ephialtes manifestator* a *Apechthis compunctor* (Ichneumonidae) (Askew & Shaw, 1986; Shaw et al., 2009). Tyto druhy byly opakovaně zaznamenány i u bourovce trnkového, i když složení komplexu parazitoidů se regionálně liší (Sitar et al., 2019). U housenek byli dále zaznamenáni tachinidní parazitoidi, např. *Exorista larvarum*, kteří mohou lokálně způsobovat významné ztráty (Shaw et al., 2009).

Další významnou příčinou mortality jsou patogenní houby, především *Beauveria bassiana*, která ve vlhkých letech způsobuje epizootické úhyny housenek (Szentkirályi & Varga, 2007). Predace ptáky, často zmiňovaná v literatuře, je ve skutečnosti méně významná než parazitace, protože kolonie jsou částečně chráněny hnízdy tvořeny hustými hedvábnými vlákny a obranným chováním housenek (Konvička et al., 2005). Příležitostně může docházet i k predaci mravenci, kteří jsou schopni zlikvidovat celé hnízdo housenek (Zapletal, in verb.). Tento jev dosud nebyl publikován.

V populační dynamice představuje mortalita larválních stadií nejvýznamnější limitující faktor. Přestože samice kladou velké množství vajíček (až přes 200), přežívání do dospělosti bývá nízké. Kombinace nevhodného managementu biotopů, fragmentace a izolace populací znemožňuje kompenzaci ztrát migrací mezi subpopulacemi. V důsledku toho mohou parazitace a patogeny v silně fragmentované krajině působit devastujícím efektem vedoucím až k lokálnímu vymizení populací.

Životní strategie: Bourovec trnkový je druhem s nízkou disperzní schopností – dospělci létají málo a většinou zůstávají v blízkosti mateřských keřů. Samice po naklazení první snůšky pravděpodobně může podniknout krátký přelet a vytvořit druhou, menší snůšku vajíček, avšak tento jev dosud nebyl experimentálně potvrzen.

Omezená pohyblivost dospělců výrazně snižuje schopnost rekolonizace zaniklých lokalit a činí populace závislými na prostorové kontinuitě vhodných stanovišť. Druh vykazuje metapopulační strategii, kdy populace přežívá v mozaice vhodných biotopů tvořených menšími subpopulacemi. Tyto subpopulace mohou lokálně zanikat a znovu vznikat, avšak při zachování dostatečné konektivity mezi lokalitami může celý systém dlouhodobě přetrvávat (Sitar et al., 2024).

1.3.3 Potravní ekologie

Bourovec trnkový je monofágně až oligofágně specializovaný druh, jehož larvy se vyvíjejí na dřevinách z čeledi *Rosaceae*. Základní a jednoznačně dominantní živnou rostlinou je trnka obecná (*Prunus spinosa*), která tvoří většinu ovipozičních i hnízdních substrátů. Významným doplňkovým hostitelem je hloh obecný (*Crataegus monogyna*) a další druhy rodu *Crataegus*. Lokálně byla jako hostitelská dřevina zaznamenána také hrušeň polnička (*Pyrus pyraeaster*), slivoň domácí (*Prunus domestica*) a hrušeň obecná (*Pyrus communis*), i když publikované doklady jsou zatím omezené (Laczik, osobní sdělení, Sitar, osobní sdělení; další nepublikovaná sdělení).

Výběr živných rostlin: Samice kladou vajíčka na tenké, osluněné větévky, nejčastěji na okrajových keřích či solitérních trnkách. Preferována jsou stanoviště s jižní nebo západní expozicí, kde je zajištěno dostatečné oslunění a teplotní stabilita. Studie z Polska, Slovinska, Maďarska a Rumunska prokázaly jasnou preferenci mikrostanovišť s vyšší teplotou a nižší vlhkostí, kde housenčí hnízda vykazovala významně vyšší přežívání (Kadej et al., 2018; Zakšek, 2021; Varga, 2012; Sitar et al., 2020). V České republice bylo při monitoringu opakovaně pozorováno, že hnízda se často vyskytují na částečně poškozených keřích, ačkoliv tento jev zatím nebyl statisticky prokázán (Hula, pers. obs.).

Význam mikroklimatu: Orientace a mikrostruktura keře, na němž jsou vajíčka kladena, mají zásadní vliv na úspěšnost vývoje housenek. Hnízda umístěná na osluněných a závětrných místech bývají početnější a housenky zde vykazují vyšší míru přežívání, zatímco ve stinných a vlhčích částech keřů často dochází k úhynu v

důsledku plísni nebo predace (Sitar et al., 2020; Kadej et al., 2018). Tyto poznatky potvrzují, že potravní ekologie bourovce není určována pouze výběrem druhu živné rostliny, ale i mikroklimatickými podmínkami, které daný keř poskytuje.

Potravní konkurence: Konkurence s jinými fytofágními druhy byla zaznamenána pouze okrajově. V některých oblastech dochází k překryvu výskytu s jinými zástupci bourovcovitých, zejména s bourovcem březovým (*Eriogaster lanestris*), avšak přímé kompetiční interakce mezi těmito druhy nebyly dosud doloženy. Na lokalitách bourovce trnkového se často vyskytuje také tmavoskvrnáč zhoubný (*Erannis defoliaria*), který může sdílet část potravních zdrojů, avšak bez prokazatelného vlivu na populace bourovce trnkového. Celkově lze konstatovat, že hlavním limitujícím faktorem pro druh není potravní konkurence, ale především dostupnost vhodných mikrostanovišť a zachování mozaikovitě struktury krajiny.

Regionální rozdíly: Ve střední Evropě (Česká republika, Rakousko, Německo, Polsko) jsou populace často omezeny na malý počet vhodných keřů s optimální velikostí a expozicí. Naopak v jihovýchodní části areálu (Maďarsko, Rumunsko, Slovinsko) je nabídka hostitelských dřevin plošně kontinuálnější a pestřejší, což umožňuje existenci početnějších a stabilnějších metapopulačních komplexů.

1.3.4 Pohyb, migrace a demografické parametry

Disperze a pohyb dospělců: Bourovec trnkový je druhem s výrazně omezenou disperzní schopností. Samci jsou pohyblivější než samice – aktivně vyhledávají samice pomocí feromonové orientace a mohou urazit vzdálenosti v řádu několika stovek metrů, výjimečně přes jeden kilometr. Samice mají naopak velmi omezenou letovou aktivitu a obvykle kladou vajíčka v bezprostřední blízkosti místa, kde se samy vylíhly. Tento pohlavní rozdíl v pohyblivosti způsobuje, že genový tok mezi subpopulacemi zajišťují téměř výhradně samci, zatímco samice přispívají především ke stabilitě lokálních populací (Konvička et al., 2005; Wermelinger, 2011).

Demografické parametry: Populace bourovce jsou strukturovány jako mozaika menších subpopulací, jejichž velikost je podmíněna dostupností vhodných

hostitelských keřů. V menších liniových biotopech – například na mezích, hrázích či v remízcích – se často nachází pouze několik málo hnízd, která mohou během několika let zaniknout v důsledku nevhodného managementu nebo neúspěšné reprodukce. Naopak ve větších stepních a pastvinných komplexech jihovýchodní Evropy se vytvářejí rozsáhlejší metapopulační systémy zahrnující stovky až tisíce hnízd. V těchto oblastech dochází k pravidelné výměně jedinců mezi subpopulacemi, což zajišťuje vyšší stabilitu populace jako celku (Varga, 2012; Sitar et al., 2019).

Typy krajiny a možnosti přesunu: V tradiční agrární krajině s hustou sítí mezí, vinogradů a sadů měl bourovec trnkový k dispozici kontinuální mozaiku vhodných stanovišť, která umožňovala snadnější disperzi a dlouhodobé přežívání populací. V současné středoevropské zemědělské krajině, charakterizované rozsáhlými monokulturami a úbytkem liniové vegetace, je disperze výrazně omezena. Hlavní bariéru nepředstavují samotné komunikace či dopravní infrastruktura, ale především velkoplošná pole, která tvoří pro samice téměř nepřekonatelné překážky a významně omezují i pohyb samců. Tím dochází k izolaci jednotlivých keřových fragmentů a k postupnému rozpadu metapopulační sítě (BfN, 2018; Rote-Liste-Zentrum, 2021).

Specifické liniové prvky: Navzdory silné fragmentaci se ukazuje, že bourovec může dlouhodobě přežívat na liniových prvcích, které alespoň částečně napodobují funkci tradičních mezí. Patří sem zejména protipovodňové hráze podél velkých řek (Dyje, Morava, Tisza, polská Odra), kde porosty trnky a hlohu vytvářejí lineární refugia propojující jednotlivé lokality. Podobně byly populace druhu doloženy i podél koridorů vysokého elektrického vedení, kde pravidelná údržba vegetace vytváří otevřenou mozaiku s vhodnými keři (Sitar et al., 2024; Hula, 2023). Tyto prvky mohou fungovat nejen jako disperzní koridory, ale také jako samostatná refugia, a představují proto klíčový prvek pro přežívání druhu v silně fragmentované krajině.

Význam pro metapopulace: Celkově je bourovec trnkový vázán na krátkodobě stabilní, avšak prostorově propojená stanoviště. V oblastech s vysokou fragmentací krajiny (Německo, Švýcarsko, Polsko) je přežívání populací závislé na jednotlivých izolovaných ostrůvcích, kde malé populační velikosti vedou k vysoké demografické i genetické zranitelnosti. Naopak v jihovýchodní Evropě (Rumunsko, Maďarsko, Srbsko)

přetrvává díky zachované krajinné mozaice propojení subpopulací, což zajišťuje dlouhodobější stabilitu metapopulačních systémů.

1.3.5 Role v ekosystému

Bourovec trnkový zaujímá v ekosystému významné postavení především prostřednictvím svých trofických vztahů s parazitoidy a jako indikátor stanovištní kvality v mozaikovitě kulturní krajině.

Postavení v potravní síti: Larvy a kukly bourovce slouží jako hostitelé celé řadě specializovaných parazitoidů, kteří významně ovlivňují jejich populační dynamiku. Byly doloženy druhy z čeledí Ichneumonidae (např. rody *Ophion* a *Enicospilus*) a Braconidae (např. *Apanteles* spp.), jejichž vývoj je úzce spjat s housenkami bourovcovitých motýlů (Askew & Shaw, 1986; Shaw et al., 2009). Kukly bývají napadány druhy rodu *Pimpla* (Ichneumonidae), kteří působí jako významní regulátoři i u příbuzných druhů. Tyto interakce tvoří klíčovou součást regulačních mechanismů populací a přispívají k udržování ekologické rovnováhy. Přímá predace obratlovci, zejména ptáky, byla sice opakovaně zaznamenána, avšak její význam je omezený a nelze ji považovat za hlavní faktor populační regulace.

Vliv na vegetaci: Larvy mohou lokálně způsobovat částečnou defoliaci hostitelských keřů (trnka, hloh), avšak ekologický dopad na vegetaci je zanedbatelný. Keře po žíru rychle regenerují a druh nevytváří rozsáhlé gradace, které by dlouhodobě ovlivňovaly strukturu rostlinných společenstev.

Indikační a ochranný význam: Hlavní ochranný význam bourovce spočívá v jeho bioindikační hodnotě. Výskyt druhu signalizuje zachovalou strukturu keřových porostů v mozaikovitě kulturní krajině a ukazuje na přítomnost osluněných, závětrných mikrostanovišť s pestrou prostorovou strukturou. Z těchto důvodů je druh považován za bioindikátor ekologické kvality krajiny (Varga, 2012; Zakšek, 2021).

Deštníkové druhy: Bourovec trnkový je také považován za tzv. deštníkový druh. Ochranná opatření zaměřená na jeho přežití – zejména zachování keřových pásů,

mozaikovou seč a extenzivní pastvu – podporují široké spektrum dalších organismů kulturní krajiny. Pod „ochranný deštník“ bourovce trnkového spadají např. motýli bourovec hlohový (*Trichiura crataegi*), ostruháček švestkový (*Satyrium pruni*) a ostruháček březový (*Thecla betulae*), řada xylofágních brouků starých sadů, ale i ptáci jako tuhák obecný (*Lanius collurio*), krutihlav obecný (*Jynx torquilla*) nebo pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*). Na plošně rozsáhlejších lesostepních lokalitách se rovněž vyskytuje hořec křížatý (*Gentiana cruciata*), spolu s ním pak i modrásek hořcový Rebelův (*Phengaris alcon rebeli*). Ochrana tohoto druhu tak přispívá k udržení biodiverzity v kulturní krajině v rozsahu, který významně přesahuje jeho vlastní ekologické nároky (Szentkirályi & Varga, 2007).

1.4 Příčiny ohrožení druhu

Bourovec trnkový patří mezi druhy mimořádně citlivé na změny ve struktuře krajiny. Příčiny jeho ohrožení jsou komplexní a částečně se liší podle regionu, avšak v rámci celého areálu se opakují stejné klíčové faktory.

Intenzifikace zemědělství

Od poloviny 20. století prošla většina evropských zemí zásadní proměnou agrární krajiny. Scelování pozemků, odstraňování mezí, živých plotů a remízků, společně s rozsáhlým využíváním pesticidů a minerálních hnojiv, vedly k prudkému úbytku vhodných stanovišť pro bourovce. Tento proces byl obzvláště destruktivní v západní a střední Evropě (Francie, Německo, Česko), kde došlo k téměř úplnému zániku mozaikovitě agrární krajiny, jež dříve hostila rozsáhlé a stabilní populace druhu (Habeler, 2008; Gepp, 2011; Rote-Liste-Zentrum, 2021).

Údržba liniové zeleně

V moderní zemědělské krajině přežívají populace bourovce často pouze v liniových výsadbách keřů, podél cest či v malých remízcích. Tyto biotopy jsou však často vystaveny necitlivému managementu – plošným a radikálním prořezům, kácení v nevhodném období (zima, jaro) a jednotné, uniformní údržbě. Takové zásahy vedou

ke zničení zimujících vajíček i ovipozičních větví, což může během jediné sezóny způsobit lokální vymizení populace (BfN, 2018; LfU Bayern, 2020).

Úbytek pastvy a sukcese stepních trávníků

V jižní a jihovýchodní části areálu (Balkán, Panonská pánev, Rumunsko) představuje hlavní hrozbu zánik tradiční extenzivní pastvy. V ostatních regionech Evropy – včetně České republiky – již k opuštění tradiční pastvy došlo, což je z historického hlediska jeden z nejvýznamnějších faktorů ústupu bourovce trnkového. Opuštěné pastviny rychle zarůstají náletovými dřevinami a bez pravidelné disturbance dochází k zastínění keřů a ztrátě vhodného mikroklimatu. Studie z Rumunska a Maďarska prokázaly, že bourovec se vyskytuje téměř výhradně v oblastech, kde pastva stále přetrvává, zatímco na opuštěných lokalitách rychle mizí (Szentkirályi & Varga, 2007; Sitar et al., 2019; Sitar et al., 2024).

Fragmentace populací a izolace

Rozsáhlé změny krajinné struktury vedly ke vzniku izolovaných, ostrůvkovitých populací. Vzhledem k omezené disperzní schopnosti bourovce trnkového podléhají tyto populace rychlé genetické erozi a vysokému riziku lokálního vymírání. Tento problém je nejvýraznější v severní a západní části areálu (Německo, Švýcarsko, Polsko), kde je kontinuita vhodných biotopů silně narušena (Wermelinger, 2011; Duelli & Wermelinger, 2005). Pro dlouhodobé přežívání druhu je zásadní zachování metapopulační struktury v krajinném měřítku – tedy existence souboru vzájemně propojených subpopulací, mezi nimiž může docházet k migraci a výměně genů. Stejně jako u jiných druhů hmyzu jsou i u bourovce významnými riziky inbreeding (příbuzenské páření) a genetický drift, které mohou vést ke snížení životaschopnosti a adaptability populací. Ochrana druhu proto musí být zaměřena nikoli jen na jednotlivé lokality, ale na celkový krajinný rámec a funkční konektivitu stanovišť.

Klimatická změna

Změna klimatu představuje významnou, i když sekundární hrozbu, zejména v jižní části areálu. Zvýšená frekvence suchých let a extrémních teplotních výkyvů ovlivňuje mikroklimatické podmínky pro vývoj housenek i kokonů a kukel. Výzkumy v Panonské

pánvi ukázaly, že přežívání housenčích hnízd je výrazně nižší v suchých letech a že dlouhodobý posun klimatu může vést k úbytku vhodných mikrostanovišť (Szentkirályi & Varga, 2007).

Zánik pařezinového hospodaření

Specifickým problémem ve střední Evropě je vymizení pařezinového hospodaření, které dříve významně přispívalo k udržení mozaikovitě struktury lesních lemů a světlin vhodných pro výskyt bourovce. Historicky tvořily pařeziny důležitá refugia druhu – poskytovaly světlá, teplá a disturbovaná stanoviště, která napodobovala přirozenou dynamiku křovinatých porostů (Dolek & Geyer, 1997; Konvička et al., 2005). Útlum či úplný zánik tohoto typu hospodaření v České republice a okolních zemích znamená ztrátu významného typu stanoviště, který měl dříve pro druh zásadní význam. V současné době se u nás lesy nízkého typu vyskytují pouze pokusně na několika drobných územích a pro ochranu bourovce trnkového nejsou relevantní.

1.5 Statut ochrany

1.5.1 Statut ochrany na mezinárodní úrovni

Bourovec trnkový je zařazen do příloh II a IV směrnice o stanovištích 92/43/EHS, což znamená: povinnost vymezovat evropsky významné lokality (EVL), které zajišťují ochranu jeho biotopů, a zároveň přísnou ochranu jedinců i jejich rozmnožovacích a odpočinkových stanovišť podle čl. 12 směrnice. V soustavě Natura 2000 je veden jako druh evropského významu (kód druhu 1074). Zároveň je chráněn také v rámci Bernské úmluvy o ochraně evropské fauny a flóry a přírodních stanovišť (příloha II). Tento statut potvrzuje jeho vysokou mezinárodní ochrannářskou prioritu (EUNIS/EEA, 2024; Schroer, 2020).

1.5.2 Legislativní aspekty ochrany druhu v ČR

V České republice je bourovec trnkový zařazen mezi zvláště chráněné druhy živočichů podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a vyhlášky č. 395/1992 Sb.,

v kategorii „silně ohrožený druh“. V Červeném seznamu bezobratlých ČR (Hejda et al., 2017) je hodnocen jako ohrožený (EN). Z právních předpisů vyplývá zákaz úmyslného usmrcování, odchytu, rušení a sběru jedinců ve všech vývojových stádiích, stejně jako zákaz ničení či poškozování jejich biotopů. Proto jsou také vlastníci a správci pozemků při hospodaření povinni respektovat ochranu těchto zvláště chráněných živočichů. Výjimky je možné povolit pouze podle § 56 zákona č. 114/1992 Sb., a to jen v případech, kdy jiný veřejný zájem převažuje nad zájmem ochrany přírody, nebo v zájmu ochrany přírody, neexistuje jiné uspokojivé řešení, povolovaná činnost neovlivní dosažení či udržení příznivého stavu druhu z hlediska ochrany a je splněn alespoň jeden ze zákonem jmenovaných důvodů.

Z ustanovení příloh II a IV směrnice 92/43/EHS o stanovištích a jejich transpozice do českého práva vyplývá povinnost: zajistit účinnou ochranu jedinců ve všech vývojových stádiích, zachovat a chránit rozmnožovací stanoviště, zejména přezimující vajíčka a kukly v kokonech, ovipoziční keře a keřové lemy s trnkou a hlohem, zabránit úmyslnému usmrcování, rušení a ničení kokonů či hnízd, zamezit degradaci biotopů v důsledku nevhodného managementu nebo zásahů. Všechny záměry a zásahy v územích s výskytem druhu na evropsky významných lokalitách podléhají posouzení vlivů podle § 45i ZOPK. Bourovec trnkový (*Eriogaster catax*) náleží mezi druhy uvedené v přílohách II a IV směrnice 92/43/EHS, tj. druhy evropského významu, pro něž se vymezují evropsky významné lokality a současně podléhají přísné ochraně. Bourovec trnkový je zařazen mezi 60 druhů, u nichž se ČR zavázala zajistit do roku 2030 příznivý stav druhu z hlediska ochrany (tzv. druhových pledges) a naplnit tak cíl dosáhnout u 30 % druhů a přírodních stanovišť chráněných evropskými směnicemi příznivého stavu z hlediska ochrany vyplývající ze Strategie EU v oblasti ochrany biologické rozmanitosti.

1.5.3 Statut ochrany v okolních zemích s recentním výskytem druhu

Slovensko: Druh je zařazen v přílohách II a IV směrnice o stanovištích. V národních červených seznamech je hodnocen jako ohrožený (EN). V praxi se uplatňuje přísná

ochrana, zahrnující zákaz ničení stanovišť a povinnost provádět povolovací řízení při zásazích do biotopů druhu (Panigaj, 2015).

Rakousko: Bourovec trnkový je uveden v přílohách II a IV směrnice o stanovištích a je proto předmětem ochrany v evropsky významných lokalitách (např. EVL Neusiedler See – Leithagebirge). Ve spolkových zemích je obvykle veden jako silně chráněný („streng geschützt“) podle příslušných zemských předpisů na ochranu přírody. V národních i regionálních červených seznamech je hodnocen převážně jako EN (Gepp, 2011; MA 22, 2005). Ochrana v Rakousku zahrnuje nejen zákaz usmrcování a sběru jedinců, ale i povinnost zohlednit výskyt druhu při územním plánování a hospodářských činnostech.

Německo: Druh je uveden v přílohách II a IV směrnice o stanovištích a je „strengt geschützt“ podle německého spolkového nařízení o druhové ochraně (Bundesartenschutzverordnung, BArtSchV). Na spolkové úrovni je klasifikován jako silně ohrožený (EN), regionálně pak až kriticky ohrožený nebo vyhynulý (CR/RE) (Rote-Liste-Zentrum, 2021; BfN, 2023; LfU Bayern, 2023). Praktická ochrana zahrnuje povinnost kompenzačních opatření při zásazích do biotopů a povinné posouzení vlivů na lokalitu v rámci procedur EIA a FFH-Verträglichkeitsprüfung.

Polsko: Druh je v přílohách II a IV směrnice o stanovištích a je uveden jako ohrožený (EN) v polském červeném seznamu. Aplikace ochrany probíhá především prostřednictvím soustavy Natura 2000 a posuzování zásahů podle evropské legislativy (Pawłowski et al., 2002; GIOŚ, 2014). Národní legislativa o ochraně přírody zároveň zakazuje úmyslné ničení hnízd a kokonů a ukládá povinnost chránit stanoviště.

Maďarsko: Druh je v přílohách II a IV směrnice o stanovištích a považován za ohrožený (EN) (Ronkay et al., 2024; Ronkay & Varga, 1984; Varga, 2012). Maďarská legislativa vyžaduje zachování tradiční krajinné mozaiky a ukládá povinnost hospodařit v chráněných oblastech tak, aby nedošlo k narušení populací druhu.

1.6 Dosavadní opatření pro ochranu druhu

1.6.1 Nespecifická ochrana

1.6.1.1 Nespecifická ochrana druhu v zahraničí

Bourovec trnkový se v Evropě vyskytuje v rozsáhlém, avšak silně fragmentovaném areálu. Ochrana druhu je zajišťována především prostřednictvím lokalit soustavy Natura 2000, kde je uveden jako předmět ochrany podle příloh II a IV směrnice Rady 92/43/EHS. Na Slovensku je druh zahrnut např. v EVL Šúr, Trnavské rybníky a Záhorské pláňavy. Management těchto lokalit zahrnuje mozaikovou seč, udržování světlých křovin a podporu extenzivního hospodaření (Beneš et al., 2010). V Rakousku je druh chráněn zejména v Národním parku Thayatal a v celých Dolních Rakousích; je také explicitně zmíněn v environmentálních plánech města Vídně, které zdůrazňují význam mozaikovitě údržby křovin a zákaz plošných zimních zásahů. V Maďarsku je bourovec součástí národních plánů péče o polopřirozené doubravy a lesostepní biotopy, kde se uplatňuje extenzivní pastva a cílená regulace náletu dřevin (Rákosy & Varga, 2006). V Německu je druh předmětem ochrany zejména v Bavorsku a Durynsku, kde hlavním opatřením je udržování nízkého zápoje křovin a zachování mozaiky světlých porostů v okrajích lesů (Wiemers et al., 2018).

1.6.1.2 Nespecifická ochrana druhu v České republice

V České republice se bourovec vyskytuje především na jižní a jihovýchodní Moravě. Významná část populací se nachází v maloplošných zvláště chráněných územích, případně evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000. Nepřímá ochrana je zajištěna realizací plánů péče o tato zvláště chráněná území a souhrnů doporučených opatření o EVL. Realizace plánů péče je zajišťována z národních a evropských dotačních programů (PPK, POPFK, AEKO, případně OPŽP).

1.6.2 Specifická ochrana

1.6.2.1 Specifická ochrana druhu v zahraničí

Ochrana bourovce trnkového je v evropském kontextu nerovnoměrná a regionálně rozdílná. Aktivní management se uplatňuje pouze v několika státech, zatímco v jiných je péče o druh omezená na základní legislativní ochranu bez konkrétních praktických opatření. Cílená ochrana je většinou zaměřena na udržování otevřených a mozaikovitých keřových porostů, mozaikovou seč a tradiční extenzivní pastvu, a v některých regionech také na obnovu pařezinového hospodaření, které vytváří příznivé mikroklimatické podmínky pro vývoj vajíček a kukel.

V mnoha oblastech však aktivní péče zcela chybí nebo je nedostatečná, což vede k zarůstání stanovišť sukcesí, ztrátě otevřené struktury křovin a následnému úbytku vhodných mikrostanovišť pro vývoj a přežívání druhu.

Tabulka 2 – Přehled aktivních opatření v Evropě pro ochranu bourovce

Země	Aktivní management (Ano/Ne)	Konkrétní management	Iniciativa / projekt /poznámka
Rakousko	Ano	<ul style="list-style-type: none">•selektivní vyřezávání náletů•mozaiková seč•monitoring kokonů v NP Thayatal	Managementplan Thayatal Nationalpark (Thayatal NP, 2018)
Belgie	Ne	—	Druh vyhynul
Bulharsko	Ne	—	Druh uveden v soustavě Natura 2000, bez aktivních zásahů

Chorvatsko	Ne	—	Pasivní ochrana v rámci soustavy Natura 2000
Francie	Částečně	<ul style="list-style-type: none"> • lokální kosení trávníků s hostitelskými keři • údržba světlých okrajů lesů 	Regionální program pro biodiverzitu, Occitanie (2017)
Německo (Bavorsko, Durynsko)	Ano	<ul style="list-style-type: none"> • pařezinové hospodaření (coppicing) • obnova světlých lesů a lesostepí • mozaiková seč 	<i>Bayerischer Artenhilfsprogramm Schmetterlinge</i> – regionální program ochrany motýlů (Dolek et al., 2018)
Maďarsko	Ano	<ul style="list-style-type: none"> • extenzivní pastva • ruční vyřezávání keřů • udržování mozaikové vegetace 	Orange Eggar Conservation Programme – národní záchranný program pro bourovce trnkového (Sáfián et al., 2010)
Itálie	Ano	<ul style="list-style-type: none"> • obnova suchých trávníků • redukce keřů • výsadba <i>Prunus spinosa</i> a <i>Crataegus monogyna</i> 	LIFE09-NAT/IT/000118 – projekt ochrany suchých trávníků s bourovcem trnkovým jako cílovým druhem
Litva	Ne	—	Druh vyhynul
Nizozemsko	Ne	—	Druh vyhynul

Polsko	Částečně	<ul style="list-style-type: none"> • monitoring kokonů • doporučené vyřezávání náletů v EVL 	Monitoring Scheme for <i>Eriogaster catax</i> (Więcek & Kadej, 2019)
Rumunsko	Ano	<ul style="list-style-type: none"> • údržba mozaiky keřů • kontrola náletových dřevin • mapování a osvěta 	Regional Biodiversity Action Plan Cluj (Rákosy & Goia, 2006)
Slovensko	Ano	<ul style="list-style-type: none"> • mozaikové seče • redukce náletu • ponechávání rozptýlených keřů 	LIFE19-NAT/SK/000895 – projekt ochrany suchých stanovišť s bourovcem trnkovým jako cílovým druhem
Slovinsko	Ano	<ul style="list-style-type: none"> • řídký management křovin • monitoring kokonů • ochrana hostitelských dřevin 	Zakšek et al. (2021)
Španělsko (Baskicko)	Částečně	<ul style="list-style-type: none"> • monitoring výběru hostitelských keřů • žádné plošné zásahy 	Basque Entomological Society (2018)
Švýcarsko	Ne	—	Aktivní management nezjištěn

Z přehledu vyplývá, že aktivní ochrana bourovce trnkového je různě intenzivní napříč Evropou, ale nejintenzivnější zejména v Německu, Maďarsku, Rumunsku, na

Slovensku, ve Slovinsku a v Itálii. Většina těchto zemí uplatňuje podobné přístupy k managementu stanovišť, zahrnující: pařezinové hospodaření, extenzivní pastvu, mozaikovou seč a udržování světlých okrajů lesů. Tato opatření společně podporují stabilní mozaiku otevřených a křovinatých biotopů, která představuje základní podmínku dlouhodobého přežívání druhu. V západní Evropě má jeho ochrana převážně pasivní charakter, bez cílených praktických opatření, a to i navzdory jeho ústupu.

1.6.2.2 *Specifická ochrana druhu v České republice*

Management stanovišť

Na většině recentních lokalit je uplatňován cílený management zahrnující zejména mozaikovou seč, prořezávky křovin, odstraňování náletových dřevin a udržování řídké keřové struktury s dominancí trnky a hlohu (Hula, 2023). Zásahy by měly být plánovány mimo období vývoje vajíček a housenek, aby nedocházelo k jejich poškození. Dosud však nebyl zaveden jednotný krajinný management zaměřený na propojení lokalit — péče probíhá pouze lokálně, formou údržby jednotlivých plošek se známým nebo recentně potvrzeným výskytem druhu.

Přehled EVL a MZCHÚ s předmětem ochrany bourovce trnkového, či zmíněným jako předmět ochrany v plánu péče

Území	Kategorie	Poznámka
PP Údolí Okluky	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (Zlínský kraj, 2024a).
PP Drahy	PR	Předmět ochrany v plánu péče (AOPK ČR, 2025a).
PP Remízy u Bánova	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (AOPK ČR, 2019a) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2013a).

PP Stráně u Popovic	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (Zlínský kraj, 2013a) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2014a).
PP Rochus	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (AOPK ČR, 2024a) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2013b).
PP Újezdecký les	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (Zlínský kraj, 2024) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2015a).
PP Kienberg	PP	Druh uveden v plánu péče 2013–2022 (AOPK ČR, 2013c).
PP Studánkový vrch	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (Jihomoravský kraj 2021) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2018a).
PR Liščí vrch	PR	Druh uveden v plánu péče (AOPK ČR, 2022a).
NPR Tabulová – Růžový vrch – Kočičí kámen	NPR, EVL	Uveden v plánu péče CHKO Pálava (MŽP, 2020).
NPR Jazevčí	NPR	Druh uveden v plánu péče (AOPK ČR, 2013d).
EVL Milovický les	EVL	Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2017).
EVL Bílé Karpaty	CHKO, EVL	Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR 2020a).
EVL Polichno	EVL	Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2015b).
PP Polichno – Pod duby	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (Zlínský kraj, 2012) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2015c).
EVL Údolí Bánovského potoka	PP, EVL	Předmět ochrany v plánu péče (Zlínský kraj, 2013b) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2014b).
NPR Tabulová	NPR	Druh uveden v plánu péče (AOPK ČR, 2018b).
PR Machová	PR	Předmět ochrany v plánu péče (AOPK ČR, 2016).
PP Na cvičišti	PP	Předmět ochrany v plánu péče (AOPK ČR, 2022b).
NPP Dunajovické kopce	NPP	Zmíněný v plánu péče (AOPK ČR, 2019b)
NPR Čertoryje	NPR, EVL	Zmíněný v plánu péče (AOPK ČR, 2024b) Předmět ochrany v SDO (AOPK ČR, 2020b).

Přehled cílených i necílených managementových aktivit s jejich dopadem

Jak vyplývá z tabulky výše, bourovec trnkový je v současnosti předmětem cíleného i vedlejšího managementu, který zahrnuje různé způsoby údržby stepních, lesostepních a mezofilních trávníků s rozptýlenými křovinami. Dopady těchto zásahů se liší podle jejich intenzity, četnosti a prostorového rozsahu.

Pastva: Pastva je v řadě lokalit aplikována cíleně či polocíleně, převážně v rámci ochránářského managementu stepních biotopů. Trvale probíhá zejména v NP Podyjí a v PP Na cvičišti, příležitostně pak i na dalších místech — PP Ječmeniště, NPR Tabulová hora, NPR Děvín, PR Skalky u Sedlece, PR Liščí vrch, PP Rochus, EVL Mašovická stělnice aj. Je však třeba zdůraznit, že pastva je zde obvykle zaměřena na udržení stepních trávníků, nikoli specificky na podporu bourovce. Přímé hodnocení dopadu je možné například v PP Na cvičišti, která představuje jednu z lokalit s trvalou populací druhu. Zde ovce a skot přirozeně tvarují keře hlohů, čímž vytvářejí rozmanitou strukturu křovin, a motýli si tak mohou vybírat optimální expozici a tvar hostitelských keřů. Z dlouhodobého hlediska lze konstatovat, že trvalá extenzivní pastva představuje velmi vhodný nástroj pro udržení vhodných stanovišť, pokud jsou keře prostupné a zvířata mají přístup do porostu. Naopak v případě neprostupných a zahuštěných křovin dochází k tomu, že se pastva keřů nedotýká, porosty zarůstají do velkých polykormonů a druh zde nepřežívá. Na lokalitách s příležitostnou pastvou jsou dopady na keře menší, avšak většinou pozitivní. Negativní příklad představuje lokalita Horní Němčí – pastviny, kde byla hustě zarostlá plocha s posledním výskytem druhu dlouhodobě intenzivně spásána skotem. Pastva sice udržovala otevřený charakter trávníku, ale nedostatečná prostupnost křovin vedla k jejich postupnému zápoji a zániku vhodného mikroklimatu pro vývoj druhu.

Prořezávky keřů – manuální: Manuální prořezávky představují základní součást managementu otevřených a mozaikovitých biotopů. Ve většině případů jde o vhodný a účinný zásah, pokud jsou dodržena pravidla předběžné opatrnosti – tj. odstranění pouze přiměřené části keřového porostu ve vhodném termínu mimo období vývoje housenek. V minulosti, zejména v prvním desetiletí 21. století, však docházelo na některých lokalitách k necitlivému plošnému vyřezávání keřů, které mělo negativní dopady na populace bourovce trnkového. Některé lokality byly takto zcela zničeny. V současnosti se podobné zásahy provádějí již jen výjimečně, většinou v důsledku neinformovanosti či neodborných zásahů soukromých vlastníků.

Prořezávky keřů – lesní fréza: Použití lesní frézy představuje v posledních letech často kontroverzně vnímaný typ zásahu, zejména ve spojitosti s údržbou porostů pod vedením vysokého napětí. V případě bourovce trnkových se však tento způsob managementu ukazuje jako velmi účinný nástroj podpory druhu, pokud je proveden cíleně, mozaikovitě a v odpovídajícím rozsahu. Cenné zkušenosti s touto metodou má Krajský úřad Zlínského kraje, který ji experimentálně uplatnil na několika lokalitách s různým stupněm úspěšnosti. Za modelový příklad optimální aplikace lze označit PP Remízy u Bánova, kde populace bourovce obývá ochranné pásmo přírodní památky. Zde byly rozsáhlé křoviny s výskytem druhu nepravidelně prořezány pojezdem lesní frézy, čímž vznikla mozaika křovin s prostupy a otevřenými pásy. Tento zásah vedl ke vzniku nejpočetnější populace v jádrové oblasti Uherskobrodsko a zároveň jedné z největších populací v celé ČR. Na dalších lokalitách, např. v PP Újezdecký les či EVL Rochus, byla lesní fréza rovněž využita, avšak s menším efektem. Důvodem byla příliš nízká intenzita zásahu – jednalo se pouze o malé plochy v řádu několika metrů čtverečních, které nestačily k obnově optimální mozaiky křovin. Zkušenosti z těchto zásahů ukazují, že pro dosažení příznivého efektu je vhodné obnovovat plochy alespoň o rozloze 30 m², avšak pouze tam, kde je dostatečně rozsáhlý biotop. Současně platí zásadní omezení: v jednom roce by nemělo být zasaženo více než 20 % celkové plochy lokality, aby byla zachována kontinuita hnízdních a potravních stanovišť druhu.

Vypalování: Vypalování představuje metodu, která v posledním desetiletí nabývá na významu, ačkoliv historicky patřila k nejčastějším způsobům obnovy pastvin a udržování otevřených biotopů. V podmínkách České republiky bylo realizováno několik pilotních výpalů, mimo jiné také v NPR Dunajovické kopce, kde se v době zásahu ještě vyskytovala populace bourovce trnkového (Hula, 2023). Zajímavým zjištěním bylo, že poslední známé jedince druhu se podařilo nalézt právě na vypálených plochách, zatímco na okolních nezasahovaných stanovištích již chyběli. Podobná situace byla zaznamenána i na lokalitě Výtopa Nesytu, která byla vypálena v období přibližně mezi lety 2018–2021 (přesný termín se nepodařilo doložit). Také zde došlo k obsazení poškozených a částečně opálených keřů, což naznačuje, že druh může dočasně profitovat z disturbancí, které obnovují světlé a otevřené mikrostanoviště. Stejný jev byl pozorován i v PP Na cvičišti. Z uvedených poznatků vyplývá, že řízené vypalování

může sloužit jako účinný asanační nebo přípravný management na plochách určených pro repatriaci nebo obnovu biotopů druhu, případně jako doplňkový management k ostatním typům managementu. Je však nezbytné, aby bylo aplikováno cíleně, v malém rozsahu a pod odborným dohledem. Plošné vypalování je zcela nevhodné, neboť by mohlo vést ke zničení housenek nebo kukel a ovipozičních keřů a tím k likvidaci lokálních populací.

2. CÍLE ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU

2.1 Dlouhodobé cíle

Dlouhodobým cílem záchranného programu je zajistit trvalou existenci životaschopné populace bourovce trnkového v České republice.

Tento obecný cíl je rozveden do konkrétních měřitelných ukazatelů:

1. Zvýšit **celkovou početnost druhu v České republice na velikost minimálně 1 500 larválních hnízd ročně**, ze současných 130-160 larválních hnízd.
2. Stabilizovat a posílit populace ve všech jádrových oblastech výskytu (Znojensko, Pálava – Soutok, Bílé Karpaty, Uherskobrodsko – Uherskohradištsko). **V každé ze 4 jádrových oblastí zajistit přítomnost minimálně 3 dostatečně početných populací** s prokázanou reprodukcí po dobu nejméně 3 po sobě jdoucích let, každá o průměrné velikosti alespoň 50 larválních hnízd. V současnosti jsou známy pouze tři

lokality v České republice s alespoň 30 larválními hnízdy, přičemž v každé z jádrových oblastí (s výjimkou Znojemska) se nachází jedna (viz příloha 5).

3. Obnovit historické lokality výskytu druhu prostřednictvím obnovy vhodných biotopů a následujících cílených repatriací. Cílem je zajištění **trvalého výskytu na všech 12 evropsky významných lokalitách** vyhlášených za účelem ochrany bourovce trnkového. Každá z EVL by měla vykazovat příznivý stav pro tento předmět ochrany dle Metodiky sledování stavu předmětu ochrany EVL. V posledních třech letech byl však druh potvrzen pouze na šesti EVL a v posledním roce jen na dvou, navíc v nízké početnosti. Hodnocení stavu druhu proto vychází u všech EVL jako nepříznivé (viz příloha 4). Cílem je zabezpečit trvalý výskyt populací s více než 20 larválními hnízdy na nejméně 40 lokalitách.

2.2 Střednědobé cíle

Střednědobé cíle představují kroky, které budou realizovány v období prvních 5 let realizace programu a povedou k postupnému naplňování dlouhodobých cílů.

1. Podrobně **zmapovat všechny současné a historické lokality** včetně nášlapných kamenů a identifikace vlastnických vztahů. Vymezit **prioritní lokality pro realizaci ZP** ve všech čtyřech jádrových oblastech. Identifikovat **historické lokality vhodné pro repatriaci**.
2. **Zajistit vhodný management na minimálně 50 % známých lokalit** (v Příloze 3), a to ve všech 4 jádrových oblastech. Zahájit cílený management na dostupných nášlapných kamenech a zajistit péči minimálně o 10 konektivních prvků v krajině.
3. Realizovat genetický výzkum populací s cílem **vymezit geneticky významné jednotky** (ESU/MU) a stanovit pravidla pro případné přesuny chovného materiálu.
4. **Založit záchranný chov druhu** pro potřeby posílení populací a následných repatriací.

5. **Realizovat pilotní repatriace** na vhodně připravených lokalitách na hranici NP Podyjí a v Bílých Karpatech s dlouhodobým monitoringem úspěšnosti. Cílem je repatriace druhu na minimálně 3 lokality.

3. PLÁN OPATŘENÍ ZÁCHRANNÉHO PROGRAMU

3.1 Péče o biotop

3.1.1 Prosvětlování keřového patra

Motivace:

Opuštěné rozvolněné křoviny postupně zarůstají náletovými dřevinami a hustými porosty keřů, čímž dochází ke ztrátě vhodné struktury stanoviště a k úbytku či úplnému vymizení živných keřů. Pravidelné udržování rozvolněné struktury křovin napomáhá růstu menších keřů využívaných mladšími larválními stadii bourovce a současně zachovává větší keře vhodné pro starší instary housenek.

Náplň opatření:

Likvidace nežádoucích dřevin může zahrnovat různé mechanické i chemické postupy, opatření lze uplatňovat na stávajících lokalitách druhu, historických lokalitách i potenciálních lokalitách, např. při přípravě na repatriace druhu. Vždy je klíčové zachování opatrnosti v okolí míst s výskytem druhu.

Za nadstandardní, ale velmi efektivní metodu prosvětlování křovin se ukázalo využití křovinořezné či lesní frézy, která umožňuje mozaikovitou obnovu zapojených křovin. Použití lesní frézy je vhodné provádět v době vegetačního klidu a pouze s předchozí znalostí výskytu druhu na lokalitě. Na místech s potvrzeným výskytem bourovce trnkového by měla být metoda omezena pouze na okrajové části porostu s hustou a zapojenou vegetací. Na lokalitách bez aktuálního výskytu bourovce lze frézování využít bez omezení, s ohledem na legislativní podmínky ČR (zejména období hnízdění ptáků). Po vyfrézování je nezbytné odstranit co největší množství dřevní hmoty, aby nedošlo k nadměrnému obohacení stanoviště živinami. Toho lze dosáhnout ručním shrabováním nebo použitím traktorových bran a následným odvozem materiálu. V řídkých porostech a při menších zásazích je možné předem odstranit silnější dřeviny a následně zmulčovat pouze menší keře. Frézování lze využít také k postupnému

zmlazování křovin, pokud se každý rok upraví jen malá část celkové plochy, ideálně v pětiletém cyklu. Nikdy by neměla být zasažena celá plocha najednou – doporučuje se ponechávat mezi jednotlivými zásahy časové i prostorové rozestupy, aby vznikla mozaika různých sukcesních stadií.

Lesní fréza je vhodným nástrojem pro obnovu rozsáhlých a zapojených porostů keřů, kde by ruční zásahy (křovinořezem či pilou) byly časově i finančně neefektivní. Metoda umožňuje rychlou a plošně účinnou obnovu křovin, zároveň však vyžaduje citlivé plánování a odborný dohled, protože při plošném zásahu může dojít k nežádoucímu ovlivnění hnízdišť ptáků a dalších chráněných organismů. Před každým zásahem je proto nezbytné lokalitu detailně zmapovat, identifikovat citlivé části a těmto místům se vyhnout. Frézování by mělo být prováděno mozaikovitě – nikoli celoplošně. Doporučuje se opakování zásahů v intervalu 1–2 let, aby došlo k postupné obnově keřů a k vytvoření heterogenní mozaiky různých sukcesních stadií. Cílem je vznik jemnozrné prostorové struktury s kombinací otevřených, čerstvě obnovených a starších křovin. Frézování je zároveň vhodné jako přípravný management pro následné zavedení extenzivní pastvy. Na každé lokalitě by vždy mělo být alespoň 20 % plochy vhodné pro osídlení bourovcem pro zachování kontinuálního výskytu.

Modelový příklad – Remízy u Bánova:

Tato lokalita představuje nejlépe zdokumentovaný příklad vhodného využití lesní frézy v jádrové oblasti výskytu bourovce trnkového. Na Obr. 5 je zřejmé, že: Západní část území byla tvořena nízkými, zapojujícími se křovinami (do výšky cca 4 m), které byly cíleně prořezány pojezdem frézy. Tím vznikla otevřená mozaika, která dnes hostí největší populaci druhu v celé oblasti. Východní část je naopak zarostlá vysokými křovinami se vzrostlými dřevinami, kde bourovec trnkový již nebyl několik let zaznamenán. Také přílehlá přírodní památka, která má výskyt druhu jako předmět ochrany, je dnes z větší části zarostlá souvislými porosty, s pouze malými plochami bezlesí, a populace se z ní prakticky přesunula do otevřenějších pásů vzniklých frézováním. Na základě těchto poznatků lze doporučit asanaci přestárých a zapojených porostů, zejména východní části území. Optimální je odstranit přibližně polovinu dřevité vegetace a následně provádět pravidelné prosvětlování zbývajících porostů, aby nedošlo k opětovnému uzavření keřového patra. Zásah je nezbytný,

protože vzrostlé dřeviny mění mikroklimatické podmínky, zvyšují vlhkost a zastínění, a tím urychlují sukcesi směrem k lesu.

Manuální prořezávky představují alternativní způsob prosvětlení keřových porostů. Na rozdíl od lesní frézy se uplatňují na menším rozsahu a lze je provádět i na začátku dubna, tedy v období výskytu larválních hnízd bourovce, pokud je lokalita předem důkladně zmonitorována a všechna hnízda jsou označena. Jde o regulační opatření vhodné zejména pro maloplošné lokality nebo jako doplňkový management na rozsáhlejších plochách. Likvidace dřevní hmoty závisí na přístupnosti a termínu zásahu: z dobře dostupných lokalit lze materiál odvézt, zatímco na hůře přístupných místech se doporučuje jeho seštěpkování a následné odvezení (při letních zásazích) nebo spálení (mimo letní období).



Obrázek 5 – Příklad vhodně udržované lokality pomocí lesní frézy – Remízky u Bánova

3.1.2 Zavedení extenzivní pastvy

Motivace:

Samotné prořezávání nemusí být dostačující pro zachování mozaikovitě struktury biotopu bourovce trnkového. Extenzivní pastva velkých herbivorů představuje vhodný nástroj k udržování této struktury a vytváření mikrostanovišť s optimálními podmínkami pro vývoj housenek.

Náplň opatření:

V České republice byla pastva na většině lokalit zavedena až po zániku původních populací, proto dnes druh na pasených plochách již nepřežívá. Přesto jsou některé tyto lokality vysoce perspektivní pro repatriaci, zejména tam, kde se podařilo obnovit otevřenou mozaiku s rozptýlenými trnkovými a hlohovými keři. Pastva musí být dostatečně intenzivní, aby byl dobytek (skot, koně) motivován vstupovat i do porostů křovin, nikoli se jim vyhýbat. Při nízké intenzitě pastvy zůstávají křoviny neprostupné a zapojené, což vede k úplné ztrátě vhodných mikrostanovišť. Optimální je kombinace pastvy velkých herbivorů (koně, skot) s občasnou manuální nebo mechanickou redukcí keřů, která zamezí přerůstání a obnoví světlé okraje. Opatření lze uplatňovat na stávajících lokalitách druhu, historických lokalitách i potenciálních lokalitách, např. při přípravě na repatriaci druhu.

V NP Podyjí funguje pastva koní jako vzorová ukázka managementu: porosty keřů jsou trvale pod tlakem, přesto zůstávají mozaikovitě a funkční, pouze lokálně je nutné doplnit prosvětlování. V PP Skalky u Sedlece pastva výrazně zlepšila strukturu porostu – keře hlohů se rozvolnily, vytvořily se světliny a vhodná mikroklimatická místa. Naopak na lokalitě Rochus je pastva zatím nedostatečná, protože ovce nepronikají do křovin. Vhodné by bylo rozšířit oplocení tak, aby zahrnovalo i remízy, a nahradit ovce většími herbivory (koně, skot). Také v PP Na cvičišti, která je jinak vzorově udržovaná, by přítomnost skotu či koní přispěla k udržení vhodné struktury keřů. Extenzivní pastva by měla tvořit základní pilíř dlouhodobého managementu biotopů druhu. Je možné ji kombinovat s ostatními opatřeními (mozaikové kosení, prořezávky, řízené vypalování).

3.1.3 Obnova liniové zeleně

Motivace:

Obnova a ochrana liniové zeleně je zásadní pro vznik a udržování metapopulací bourovce, protože podporuje šíření druhu prostřednictvím poskytování vhodných živných keřů jedincům osidlujícím nové lokality. Účinnost tohoto opatření závisí na rozmanitosti struktury porostu a zastoupení živných keřů, zejména hlohů a trnek. V podmínkách České republiky jde o biotop, který je obsazovaný spíše sporadicky, nicméně např. v Maďarsku se na těchto místech bourovec vyskytuje výrazně častěji.

Náplň opatření:

Liniová zeleň se vyskytuje na třech typech biotopů: zeleň v okolí cest, křovité lesní lemy a liniová zeleň remízů. Křovitá vegetace je v okolí cest častější v Bílých Karpatech, v CHKO Soutok a v okolí NP Podyjí. Opatření lze uplatňovat na stávajících lokalitách druhu, historických lokalitách i potenciálních lokalitách, např. při přípravě na repatriaci druhu.

Křovité lesní lemy pravděpodobně hrály historicky mnohem větší roli než nyní, jednalo se nejspíš o významný prvek konektivity krajiny (nášlapný kámen). V současné době jsou křovinné lemy monitorovány pouze v Bílých Karpatech a PP Travní Dvůr, nejčastěji se jedná o polykormony trnek. Remízy dnes většinou představují zapojené porosty křovin se vzrostlými dřevinami a jako jediný způsob obnovy biotopů pro podporu bourovce trnkového se ukazuje kompletní obnova směrem do nezapojených křovin (viz Kapitola 3.1.1). Pro podporu liniové zeleně podél polních cest je třeba podporovat údržbu mezí a polních cest s ohledem na zachování hnízdních keřů (trnky a hlohu). Toto je problematická část ochrany druhu vzhledem k vlastnickým vztahům okolí komunikací.

Cílem je vytváření nových biokoridorů a vysazování vegetace v okolí polních cest, k němuž lze využívat nástroje obecné ochrany krajiny (např. územní systém ekologické stability).

Příklady potenciálních propojení lokalit liniovou zelení:

Znojensko: Havranické vřesoviště – Načeratický kopec – Kraví hora – Horáčkův kopeček – Skalky u Havraníků. **Pálava – Soutok:** Dunajovické kopce – hřbet Pálavy

– Skalky u Sedlece/Výtopa Nesytu (po úpravě mozaiky). **Bílé Karpaty**: okolí Velké nad Veličkou – návaznosti na SV a JZ svahy.

3.1.4 Seč

Motivace:

Seč je vhodným nástrojem pro potlačování expanzivních trav a udržování trvale otevřených částí porostu na lokalitách, kde není možné zajistit extenzivní pastvu. Seč by měla být směřována do prosvětlených keřových porostů a na navazující luční biotopy. Aktuálně je pravidelně sečena část lokalit výskytu bourovce, ale management na některých z nich chybí.

Náplň opatření:

Kosení by mělo být prováděno mozaikovitě, tedy pouze na části plochy v daném roce, je nutné ponechávat neposečené části s potenciálním výskytem hostitelských keřů, aby nedošlo k narušení vývojového cyklu druhu. S ohledem na stav biotopu lze sekat biotop jedenkrát, dvakrát nebo i vícekrát ročně. V případě výskytu dalších ohrožených druhů, kterým prospívá seč, je třeba načasování a rozsah upravit tak, aby zásahy posilovaly populace všech dotčených druhů. Z hlediska zamezení degradace je potřeba seč načasovat tak, aby došlo k potlačení expanzivních travin, tj. na jednosečných lokalitách nejpozději do konce června. Posečenou hmotu je třeba z lokality odvézt, případně spálit na okraji lokality. Opatření lze uplatňovat na stávajících lokalitách druhu, historických lokalitách i potenciálních lokalitách, např. při přípravě na repatriaci druhu.

3.2 Péče o druh

3.2.1 Zajištění ochrany vývojových stadií během managementových zásahů

Motivace:

Místa s výskytem hnízd housenek, kokonů nebo snůšek vajíček je vhodné označit a fyzicky chránit před mechanickým poškozením při údržbových zásazích (např. kosení, prořezávání).

Náplň opatření:

Z hlediska managementu je klíčové správné načasování zásahů. Kokony i snůšky vajíček jsou na rostlinách během zimy a vegetačního klidu obtížně zjistitelné, a proto hrozí jejich nechtěné zničení. Nejvhodnějším obdobím pro zásahy je jaro, v době vývoje housenek, kdy jsou hnízda dobře viditelná nebo srpen/září. Hnízda je vhodné označit nápadně – například barevnou páskou, značkovacím sprejem či plastovými tyčkami, aby mohla být při sečení či jiných údržbových pracích bezpečně vynechána.

3.2.2 Záchranný chov

Motivace:

Založení záchranného chovu je zásadní pro cílené posilování populací či repatriace do vhodných, geograficky vzdálenějších lokalit a pro zachování genetické diverzity bourovce trnkového v České republice.

Náplň opatření:

Cílem ex situ chovu bourovce trnkového je krátkodobé až střednědobé zajištění záložních populací, posílení stávajících populací nebo repatriace druhu na vhodné, historicky ověřené lokality. Vždy se jedná o doplněk k ochraně in situ, nikoli o její náhradu.

Zásadní roli v úspěšnosti chovu hraje genetická skladba zakladatelského materiálu. Je nutné zajistit co nejvyšší genetickou diverzitu a vyvarovat se páření jedinců z geneticky odlišných oblastí. Do doby, než bude k dispozici genetická mapa populací v České republice (viz kapitola 3.4), je nezbytné udržovat chovné linie odděleně podle jednotlivých jádrových oblastí výskytu, aby se předešlo riziku tzv. outbreeding depression (Frankham et al., 2010; IUCN SSC, 2014). Doporučuje se udržovat dostatečně velkou efektivní velikost populace (N_e), ideálně v řádu desítek až stovek jedinců, bez křížení blízce příbuzných jedinců. Ačkoli je zajištění těchto podmínek u hmyzu technicky náročné, představují nezbytný předpoklad pro dlouhodobě životaschopný chov i pro budoucí repatriační projekty.

Bourovec trnkový je relativně snadno chovatelný druh – housenky lze úspěšně odchovávat na hostitelských rostlinách (trnka, hloh) umístěných v síťovaných vacích nebo zasíťovaných chovných prostorech, případně i venku na zabezpečených stanovištích.

Při chovu v uzavřených prostorech je nutné minimalizovat riziko ztrát způsobených nemocemi a parazity. Zásadní je udržování maximální čistoty: používat nové nebo sterilizované pomůcky a oddělovat jednotlivé chovné linie, aby se předešlo šíření patogenů. Doporučuje se využívat standardní sterilizační postupy, například germicidní lampy, dezinfekci zařízení a pomůcek, a zajistit přísnou hygienu chovných prostor. Materiál používaný při ex situ chovu by měl mít hladké, snadno dezinfikovatelné povrchy, které umožňují pravidelnou sterilizaci a minimalizují riziko přenosu patogenů. Chovné boxy by měly být plastové nebo skleněné, opatřené jemnou síťovinou pro zajištění dostatečné ventilace a vybavené jednorázovými vložkami nebo papírovým podkladem pro snadné čištění. Každá chovná kohorta by měla mít vyhrazené vlastní nástroje a pomůcky, aby se zabránilo kontaminaci mezi jednotlivými liniemi (Singh & Moore, 1985).

Při zakládání nových linií je nutné dodržovat karanténní režim – tedy fyzickou separaci od existujících chovů. Pro chov v kontrolovaných podmínkách se doporučuje udržovat stabilní mikroklima: teplotu 18–24 °C, relativní vlhkost 50–70 % a fotoperiodu odpovídající fenologii přírodních populací. Krátkodobé zvýšení osvitů lze využít pro termoregulaci kolonií, zejména ve fázi intenzivního růstu larev (Sitar et al., 2020).

Pro krmení housenek je vhodné mít k dispozici chlazený sklad čerstvě řezaných větví hostitelských dřevin, zejména trnky a hloh, přičemž hloh se zpravidla ukazuje jako vhodnější varianta. Větve by měly pocházet ze stejného regionu jako populace, z níž chov pochází, aby se snížilo riziko zavlečení patogenů nebo genetické kontaminace. Housenky lze úspěšně chovat i na švestce, tento způsob je však náročnější a finančně méně efektivní. Pokud nejsou housenky chovány přímo na živých rostlinách, je nezbytné zajistit, aby krmné větve nepocházely z oblastí ošetřených pesticidy, jelikož některé insekticidy zůstávají aktivní po celou sezónu a mohou způsobovat úhyny larev.

Pro chov bourovce trnkového je nezbytné vést podrobný chovný protokol pokrývající celý vývojový cyklus snůšek od stadia vajíček po dospělce. Do protokolu se zaznamenávají zejména údaje o původu jedinců, jejich počtech, použité živné rostlině, podmínkách chovu, způsobech dezinfekce materiálu, odebrání jedinců z přírody a všech souvisejících manipulacích. Vajíčka lze odebrat v zimních až předjarních měsících, kdy jsou snůšky dobře viditelné – obvykle na rozsochách tenčích větví hostitelských keřů. Transport vajíček je nutné provádět ve sterilních, dobře větraných boxech, v nichž nedochází ke kondenzaci vody. Stejným způsobem lze převážet i mladé housenky. Housenky se v chovu vyvíjejí poměrně snadno; vystavení přirozenému slunečnímu svitu je prospěšné, i když není nezbytné.

Kukly představují kritickou fázi chovu. Častým problémem jsou deformity dospělců vznikající v důsledku příliš suchého prostředí při líhnutí. Kokony je proto vhodné uchovávat ve venkovních podmínkách, nejlépe na zastíněném, větraném místě, kde jsou vystaveny přirozenému působení povětrnostních vlivů. Takové prostředí zajišťuje optimální mikroklima a napodobuje přirozené podmínky diapauzy. V zajetí bývá líhnivost obvykle vyšší než v přírodě a k víceletému prodlévání kukel dochází jen výjimečně, i když by tento jev měl být dále sledován. Dospělci se obvykle líhnou s příchodem chladnějších dnů na přelomu září a října. Je nezbytné provádět pravidelnou vizuální kontrolu kokonů a odstraňovat plesnivějící nebo poškozené kusy.

Pro prevenci výskytu entomopatogenních hub je nezbytné udržovat v chovných boxech nízkou relativní vlhkost, zajistit rychlé osychání větví a minimalizovat vznik aerosolů. Důležitá je také pravidelná dezinfekce chovných prostor a okamžité vyřazení jedinců s podezřením na infekci (Meyling & Eilenberg, 2007). V chovech se mohou

příležitostně vyskytovat parazitoidi (zejména Braconidae a Tachinidae), přičemž jejich výskyt bývá častější u housenek získaných z přírody. Při chovu z vajíček je riziko napadení výrazně nižší. K prevenci infestace drobnými parazitoidy, například druhy rodu *Cotesia* (Askew & Shaw, 1986; Shaw et al., 2009), je vhodné používat chovné vaky s velmi jemnou síťovinou.

3.2.3 Repatriace a posilování populací

Motivace:

Repatriace, případně posilování stávajících populací, představuje nezbytný nástroj pro obnovení výskytu bourovce na rozsáhlejších územích, která byla v minulosti osídlena, druh zde vymizel a nyní se zde opět nabízejí vhodné stanovištní podmínky. Jde především o lokality dostatečně vzdálené od stávajících osídlených míst (několik kilometrů a více). Bez aktivních repatričních opatření nelze očekávat přirozené znovuosídlení těchto oblastí vzhledem k omezené disperzní schopnosti druhu a vysoké fragmentaci krajiny.

Náplň opatření:

Cílem repatriace je vysazení vývojových stadií (vajíček, housenek, kukel či dospělců) na vhodně obnovené plochy v jednotlivých regionálních clusterech v České republice.

Základní podmínkou úspěšné repatriace je existence zdravého a geneticky reprezentativního záchranného chovu, který poskytne zdrojový materiál. Ve vhodných případech lze využít odchované jedince také pro posilování stávajících populací druhu. Pro přenos do volné přírody by neměli být používáni jedinci z volné přírody, aby se minimalizovalo riziko zavlečení patogenů a parazitoidů. Vhodní jsou jedinci z ex situ chovu, u nichž bude alespoň po jednu generaci ověřena zdravotní nezávadnost a absence parazitace či morfologických deformací.

Pro efektivní plánování repatriací je nezbytné vycházet z genetické struktury populací. Ideálním předpokladem je existence mapy genetické variability druhu v rámci ČR. Do doby, než bude taková mapa k dispozici, lze přistoupit pouze k lokálním repatriacím,

tedy přesunům v rámci stejné genetické oblasti. V praxi to znamená, že materiál z populací v okolí Uherského Brodu je možné využít pro repatriaci v širší oblasti Bílých Karpat, zatímco populace z Pálavy mohou sloužit jako zdroj pro Znojensko.

Ještě před samotným vypuštěním jedinců musí být cílové lokality pečlivě připraveny. Důležitá je zejména struktura a vitalita hostitelských dřevin, dostatečné oslunění a mozaikovitost porostů. Repatriace má smysl pouze tam, kde je zajištěn dlouhodobý management udržující otevřený a heterogenní charakter stanovišť.

Postup repatriací

Pro repatriaci bourovce trnkového lze využít několik metod lišících se jak způsobem aplikace, tak logistickou náročností a mírou rizika. Jednotlivé přístupy zahrnují umístování snůšek vajíček, přenos housenek či jejich hnízd, vysazování kukel nebo vypouštění dospělců. Každá z metod má své výhody i omezení a jejich vhodnost závisí na konkrétních podmínkách lokality i na účelu (repatriace, posílení populace apod.). Všechny repatriační aktivity je nutné provádět s ohledem na aktuální meteorologické podmínky. Nejvhodnějším obdobím jsou slunečné předjarní a jarní dny, zatímco dlouhotrvající chladné či deštivé počasí může výrazně snížit úspěšnost zásahu.

a) Snůšky

Snůšky lze odebírat z chovů a umisťovat přímo na větvičky hostitelských rostlin v mikrostanovištích s preferovanou orientací (jihovýchodní, jižní a jihozápadní expozice), zejména na menší, osluněné keře.

Výhody: jednoduchá manipulace, není nutné krmit velké množství housenek, nízké riziko ztrát způsobených disperzí, dobrá synchronizace s fenologií druhu a snadná kontrola rozmístění a původu snůšek.

Nevýhody: obtížnost přesného určení optimálních mikroklimatických podmínek a zvýšené riziko predace vajíček a celkově vyšších ztrát během vývoje.

b) Housenky

Vysazování housenek vyšších instarů je metodou, která respektuje ekologii druhu. Housenky jsou schopné aktivního pohybu a samy vyhledávají vhodná mikrostanoviště pro kuklení. Vysazují se na stejné typy keřů jako vajíčka.

Výhody: přirozené chování housenek umožňuje jejich rozptýlení, snižuje se riziko predace, metoda je vhodná pro doplňování oslabených populací.

Nevýhody: složitější manipulace při transportu.

c) Hnízda housenek

Tato metoda spočívá v přenosu celých hnízd s housenkami, obvykle těsně před jejich rozptylem.

Výhody: snadná manipulace a transport, menší riziko poranění housenek, metoda je známá a úspěšně aplikována u jiných druhů motýlů, např. hnědásků rodu *Euphydryas* (Porter, 1989). Poskytuje rychlou zpětnou vazbu o úspěšnosti.

Nevýhody: vyšší náchylnost k predaci a vysoké riziko nevhodného umístění hnízda.

d) Kukly

Kukly lze umisťovat k patám hostitelských keřů nebo přímo do jejich podrostu. Vysazování by mělo probíhat před očekávaným líhnutím dospělců, tedy obvykle na přelomu srpna a září. Na exponovaných místech je možné kukly chránit drátěnými klecemi s velkými oky, které brání přístupu divokých prasat.

Výhody: jednoduchá manipulace, nízké riziko úhynu, dlouhá doba použitelnosti (kokony lze vysazovat v průběhu celé diapauzy), minimální ztráty způsobené okamžitou disperzí dospělců, nízké riziko predace.

Nevýhody: riziko úhynu kukel během diapauzy, zvýšená úmrtnost nebo vývojové problémy způsobené teplotní změnou mezi chovem a lokalitou, zjištění úspěšnosti je možné až v následující sezóně.

e) Dospělci

Tato metoda spočívá ve vypouštění čerstvě vylíhnutých motýlů do cílového prostředí. Vypouštění je nutné provádět během denních hodin, aby se minimalizovalo riziko okamžitého rozletu samců zmatených transportem.

Výhody: samice si samy volí místa pro kladení vajíček, manipulace je relativně snadná, transport zchlazených jedinců je bezpečný, umožňuje přesnou kontrolu počtu vypuštěných jedinců a minimalizuje riziko šíření parazitů a chorob.

Nevýhody: potřeba chladicího zařízení pro transport, riziko ztráty samců po vypuštění v důsledku okamžité disperze, krátká doba života imag.

Shrnutí: Žádnou z metod repatriace nelze označit za univerzálně nejvhodnější, doporučuje se kombinovat několik různých metod. Každý přístup má specifické výhody a omezení a jejich účinnost se může lišit podle cílové lokality a účelu repatriace.

Při všech typech repatriace je nezbytné zajistit plošné rozmístění výsadeb a vyhnout se tvorbě větších shluků. Přirozené kolonie bývají sice koncentrované, ale v podmínkách umělého vysazování mohou takové shluky zvýšit riziko likvidace populací predátory, parazitoidy či lidskou činností.

Tabulka 3 – Přehled metod repatriace bourovce trnkového

Vývojové stadium při vysazování	Výhody	Nevýhody	Vhodné použití
Vajíčka	Nízké riziko přenosu nemocí, snadná manipulace a transport, vysoká početnost ve snůšce	Vysoká mortalita v přírodě, náročné na přesné umístění na keřích, nutná vysoká početnost pro úspěch	Repatriace na dobře připravených lokalitách
Housenky (hnízda)	Možnost sledovat přežívání po vysazení, snadné krmění a manipulace v chovu	Hrozí nevhodné umístění hnízda	Experimentální repatriace, plošně menší posilování populací
Housenky (vyšší instary)	Vyšší šance přežití než mladší instary, lépe sledovatelné	Riziko predace, náročnější transport	Posilování stávajících populací v blízkosti jádrových oblastí
Kukly	Dobrá ochrana proti predátorům a vlivům prostředí, jednoduchý	Riziko přenosu parazitů, nutné	Nejvhodnější metoda při repatriaci záchranným chovem

Vývojové stadium při vysazování	Výhody	Nevýhody	Vhodné použití
	transport a manipulace, vysoká líhivost	pečlivé umístění, opožděný efekt	
Dospělci	Rychlý efekt, okamžité páření a kladení vajec, snadné sledování přítomnosti druhu	Obtížný transport, krátká životnost, riziko úhynu bez rozmnožení	Doplňkové posilování populací na vhodných lokalitách pro zvýšení genetické variability

Výsadky by měly být prováděny současně na více místech v rámci jedné lokality, aby se zvýšila pravděpodobnost úspěšného uchycení populace a podpořila její prostorová struktura. V případě repatriací na rozsáhlejších územích, například při obnově výskytu druhu na Znojemsku, je vhodné uskutečnit výsadby na několika lokalitách v průběhu jediné sezóny, čímž se podpoří vznik metapopulační dynamiky již v počáteční fázi programu.

Výhodou využití kokonů i snůšek vajíček je jejich dlouhé období vhodné pro aplikaci. Snůšky lze vysazovat od října do března následujícího roku, zatímco kokony (s kuklami) je možné umisťovat v období od května do srpna. Tato časová flexibilita umožňuje lépe reagovat na aktuální podmínky v terénu a optimalizovat načasování výsadeb podle průběhu počasí.

Doporučené oblasti pro repatriaci v ČR:

1) Znojemsko

Oblast národního parku Podyjí a nejbližšího okolí je v současnosti nejvhodnějším územím pro repatriaci. Díky probíhající pastvě exmoorských koní a cílené péči o krajinu zde již vznikly ideální podmínky s rozvolněnými porosty trnek a hlohů. Komplex lokalit Havranické vřesoviště, Načeratický kopec, Kraví hora, Horákův kopeček a

Skalky u Havraníků vytváří přirozeně propojenou síť, která umožňuje vznik stabilní metapopulace. Vzhledem k dobrému stavu biotopů by zde repatriace vyžadovala jen minimální (případně žádné) další investice do přípravných zásahů.

2) Pálava – Soutok

Z území Pálavy je stále doložen recentní výskyt, zejména v okolí PP Na cvičišti či na lokalitě PP Skalky u Sedlece, nicméně kontinuita biotopů je narušená. Vhodné plochy jsou od sebe prostorově oddělené a chybí mezi nimi „nášlapné kameny“, které by umožnily přirozenou metapopulační výměnu. Vhodnými oblastmi jsou zejména komplex Dunajovických kopců, jižní okraj Nesytu a samotný hřbet Pálavy.

3) Bílé Karpaty

V CHKO Bílé Karpaty došlo k pravděpodobnému vymizení druhu, a to i z dříve bohatých lokalit, ale druh je stále známý z lokalit za okrajem CHKO, například z PP Remízy u Bánova, kde vhodná péče probíhá mimo chráněné území, kam se posunulo centrum výskytu místní populace. Hlavní příčinou vymizení druhu z jiných částí Bílých Karpat je dlouhodobá absence managementu, případně jeho necitlivé provádění. Pro úspěšnou repatriaci bude nezbytné zavést cílenou péči o širší krajinné celky, zahrnující obnovu pastvy a mozaikovitě prořezy křovin. Za nejvhodnější oblast lze považovat okolí Velké nad Veličkou, které navazuje na historické jádro výskytu a má potenciál pro obnovu propojených subpopulací.

4) Uherskobrodsko – Uherskohradištsko

Přirozené populace zde přetrvávají, i když fragmentovaně, a vhodný management by mohl umožnit spontánní rekolonizaci sousedních lokalit. Pokud by k ní nedošlo, bylo by možné využít přenos jedinců z nejbližších populací v rámci regionu, nikoli však ze záchranného chovu. Klíčovým problémem zůstává nevyhovující nebo chybějící management na většině historických lokalit. Je vhodné realizovat repatriaci na evropsky významných lokalitách s recentní absencí druhu, a to ve chvíli, kdy na nich dojde ke zlepšení podmínek a stavu biotopu.

3.3 Monitoring

3.3.1 Mapování biotopů a potenciálních lokalit bourovce

Motivace:

Pro účinnou ochranu bourovce trnkového je nutné pracovat v krajině v měřítku a zajistit dostatečné propojení jednotlivých lokalit, ideálně podporující vznik stabilních metapopulací. Aby bylo možné plánovat cílený management migračních koridorů (tvořených nášlapnými kameny), je nezbytné disponovat kvalitními mapovými podklady. Stávající každoroční monitoring druhu pokrývá pouze známé lokality výskytu bourovce, je však potřeba se soustředit i na okolní místa, protože se ukazuje, že i početné populace mimo tradiční lokality mohou být v krajině přehlíženy.

Náplň opatření:

V prvním roce proběhne podrobné mapování všech známých i potenciálních lokalit výskytu bourovce trnkového. Je třeba se zaměřit i na drobné krajinné prvky mimo zvláště chráněná území, které mohou sloužit jako refugia či migrační koridory – např. průseky a okraje podél vedení vysokého napětí, okolí stožárů, vodárenské objekty, historické fortifikace, remízy a doprovodná zeleň podél polních cest. Tato místa budou nejprve vybrána podle dosavadních mapových podkladů, a ty budou následně ověřeny v terénu. U všech potvrzených i potenciálních lokalit a nášlapných kamenů bude provedeno hodnocení jejich aktuálního stavu a identifikace vhodných managementových opatření pro jejich zlepšení.

Toto intenzivní mapování a aktualizace mapových podkladů by mělo probíhat přibližně jednou za pět nebo v případě nálezu nových lokalit druhu nebo nově vhodných lokalit pro rozšíření záchranného programu.

3.3.2 Monitoring hnízd, dospělců a kokonů a stavu jejich prostředí

Motivace:

Monitoring představuje klíčový nástroj pro hodnocení stavu populací bourovce trnkového a účinnosti realizovaných ochranných opatření. Bez jeho pravidelného provádění nelze objektivně vyhodnocovat úspěšnost managementu ani plánovat

následné kroky péče o druh a jeho biotopy. Cílem monitoringu je dlouhodobě sledovat populační dynamiku, prostorovou strukturu a reprodukční úspěšnost druhu, a zároveň vyhodnocovat kvalitu a stav jeho stanovišť. V rámci záchranného programu se doporučuje využívat několik vzájemně se doplňujících metod, které společně poskytují komplexní obraz o vývoji populací.

Náplň opatření:

Monitoring larválních hnízd: Základní a nejspolehlivější metodou sledování populací je monitoring larválních hnízd, která jsou nápadně ovinuta hedvábnými vlákny a dobře patrná na keřích trnky či hlohu v jarním období (duben–začátek května). V tomto termínu lze poměrně přesně odhadnout počet hnízd a tím i populační hustotu. Sčítání je nutné provádět standardizovaně – za stabilních povětrnostních podmínek, a s jednotnou metodikou záznamu (počet hnízd na keři, jejich velikost, expozice a orientace keře). Hnízda by měla být mapována i s ohledem na mikroklimatické podmínky, které ovlivňují přežívání larev (Sitar et al., 2020; Kadej et al., 2018). Vhodné je sledovat i umístění hnízda na keři, jeho expozici a rostlinný druh keře. Metoda je nejvhodnější pro početnější populace čítající desítky hnízd, avšak v současné situaci fragmentovaných populací je cílem evidovat i jednotlivá hnízda. Pravidelný monitoring v delším časovém horizontu poskytuje nejspolehlivější údaje o populačních trendech a o účinnosti prováděného managementu (Konvička et al., 2005, 2007). Kromě stavu populace bude rovněž zahrnut monitoring kvality biotopu, který poskytne důležitý podklad pro úpravu managementu a zpětnou vazbu o jeho vlivu na rozmístění larválních hnízd. Parametry pro hodnocení lokality jsou uvedeny v tabulce 4.

Tabulka 4 – Hodnocené parametry při monitoringu

Sledovaná veličina	Kategorie
Oblačnost	<ul style="list-style-type: none"> • Jasno • Polojasno • Zataženo
Vítr	<ul style="list-style-type: none"> • Bezvětrí • slabý vítr • silný vítr

Druh nalezen	<ul style="list-style-type: none"> • ano • ne
Pokryvnost preferovaného stanoviště z celkové výměry lokality (%)	
Negativní vlivy na lokalitě	<ul style="list-style-type: none"> • absence či nedostatek péče • nevhodná seč (vysoká intenzita, termín apod.) • nevhodná pastva (vysoká intenzita, termín apod.) • dopady chovu dobytka mimo pastvu (např. sešlap, eutrofizace apod.) • zalesňování bezlesí • holosečná těžba • invazní druhy • expanzivní druhy (mimo invazních) • sukcese • jiný vliv • žádný vliv
Perspektiva lokality	<ul style="list-style-type: none"> • dobrá • špatná • neznámá

Monitoring dospělců: Doplnkově lze sledovat dospělé, především samce, pomocí světelných lapačů. Motýli jsou aktivní v podvečerních a nočních hodinách, obvykle na přelomu září a října, kdy samci vyhledávají samice k páření. Umístění UV nebo směsných lapačů v blízkosti známých lokalit poskytuje údaje o relativní abundanci dospělců, průběhu letu i o pohlavní aktivitě. Metoda má omezenou vypovídací hodnotu o velikosti populace, protože počet zachycených jedinců je ovlivněn počasím, polohou lapače i lokálními podmínkami. V kombinaci s monitoringem hnízd však slouží jako cenný doplněk, zejména tam, kde jsou kolonie hůře dohledatelné (např. v hustých nebo neprostupných křovinách). Lapače je vhodné provozovat opakovaně během celé letové sezóny, přičemž počet zachycených jedinců představuje relativní index abundance (Beshkov, 2014). Touto metodou byl druh nově potvrzen např. na lokalitách

PP Ječmeniště, NPP Dunajovické kopce a bývalé vojenské cvičiště Tankodrom u Mikulova.

Monitoring kokonů: Doplnkovou metodou je vyhledávání zimních kokonů, které mohou sloužit jako ukazatel úspěšnosti vývoje housenek a přežívání do další sezóny. Monitoring se provádí v období bez listí (listopad–březen), kdy jsou keře přehledné. Kokony se nacházejí nejčastěji na hostitelských keřích (trnka, hloh), obvykle ve středních a spodních částech koruny, v hustých větvích, výjimečně u báze keřů v drnech či hrabance (Wermelinger, 2011). Při práci je nutná opatrnost, aby nedošlo k poškození kokonů; odběr pro laboratorní analýzu (např. kontrola parazitace či patogenů) by měl být omezen pouze na malé reprezentativní vzorky. V České republice dosud nebyla tato monitorovací metoda systematicky využívána, avšak její zapojení do monitoringu při repatriačních projektech je velmi žádoucí.

Veškerá data získaná z monitoringu by měla být každoročně shromažďována Nálezové databázi ochrany přírody AOPK ČR. Vyhodnocení dat se doporučuje provádět v tříletých cyklech, s následnou syntézou do šestiletého reportingu hodnotícího populační trendy, prostorovou dynamiku a účinnost managementových opatření synchronizovaně s hodnocením evropsky významných druhů. Kombinace více metod umožňuje minimalizovat vlivy fenologických a mikroklimatických rozdílů a poskytuje robustní podklady pro efektivní řízení záchranného programu (Sitar et al., 2024).

3.4 Výzkum

Realizace navrhovaných studií významně zvýší vědeckou oporu a dlouhodobou udržitelnost záchranného programu, zejména v oblasti repatriací a hodnocení účinnosti managementu.

3.4.1 Studium disperze a populační konektivity v krajině, včetně identifikace migračních bariér a funkčních koridorů

Motivace:

Schopnost disperze bourovce trnkového v krajině dosud není dostatečně objasněna. Předpokládá se, že tento druh je schopen šířit se prostřednictvím menších porostů podél komunikací a křovitých lesních ekotonů, které mohou fungovat jako „nášlapné kameny“. Není však stanoveno, jak velká musí být tato stanoviště a jaké vzdálenosti mezi sebou či od rozsáhlejších křovin, v nichž mohou být udržovány početnější populace, je druh schopen překonat. Rovněž není známo, zda dokáže překonávat souvislé lesní porosty nebo naopak otevřené plochy, jako jsou pole či větší vodní plochy (například rybníky). Dosud není přesně známá doletová vzdálenost dospělců, ačkoli lze předpokládat, že samice mají dolet v řádu stovek metrů, zatímco samci mohou dosahovat podstatně větších vzdáleností. Objasnění těchto skutečností umožní efektivnější nastavení managementových opatření v krajinném měřítku a přesnější výběr vhodných „nášlapných kamenů“ pro vytváření funkčních migračních koridorů.

Náplň opatření: Statistická analýza a vyhodnocení schopností disperze na základě výsledků prvních 5 let monitoringu v rámci záchranného programu. Alternativně lze realizovat studium disperze pomocí capture-recapture metod. Limitem je zde však krátká doba života imag (řádově dny), nízká úspěšnost přiletů na světlo i u relativně početných populací a nároky na velikost území (plocha musí být velmi rozlehlá).

3.4.2 Analýza genetické variability populací v České republice a sousedních zemích

Motivace:

Bourovec trnkový představuje relativně sedentární druh, u něhož samice vykazují velmi omezenou pohyblivost, zatímco samci zajišťují genový tok mezi geograficky blízkými populacemi (Konvička et al., 2005; Wermelinger, 2011). Populace tohoto druhu současně podléhají výrazným výkyvům početnosti, a to zejména v důsledku dynamických změn stanovišť (především dostupnosti vhodných živných keřů), citlivosti na extrémní jarní teplotní výkyvy a periodických gradací parazitoidů. Sedentární způsob života může vést k izolaci a následnému formování geneticky unikátních regionálních populací, zatímco drastické populační fluktuace mohou způsobovat

snížení genetické variability kvůli efektu hrdla lahve a následnému inbreedingu. Je proto nezbytné podrobně analyzovat genetickou variabilitu populací v České republice a okolních státech. Tato informace nám umožní posoudit, zda se jedná o geneticky jedinečné populace vyžadující vymezení evolučně významných jednotek (ESU/MU), ověřit genetické zdraví jedinců určených pro chov a repatriace a zároveň určit, zda je třeba zabránit transferům jedinců mezi geneticky odlišnými populacemi.

Náplň opatření:

Srovnání jednotlivých populací na základě odebrání vzorků housenek ve všech čtyřech oblastech výskytu při počtu alespoň 20 housenek na oblast. Populace budou srovnány na základě celogenomové analýzy single-digest RADseq. Lze odebrat housenky pouze z lokalit o celkové početnosti 20 a více larválních hnízd. Pokud nebude tohoto počtu dosaženo v některých oblastech (Znojensko, Bílé Karpaty), může být část studie realizována v pozdějších letech. Je třeba získat vzorky s vysokou kvalitou DNA, čehož lze dosáhnout sběrem vzorků do ethanolu určeného pro molekulární metody (Ethyl alcohol, pure $\geq 99.8\%$ (GC)) nebo velice rychlým vysušením vzorku za pomoci čistého silikagelu.

3.4.3 Analýza parazitismu, včetně identifikace klíčových druhů nepřátel

Motivace:

Parazitace představuje jeden z nejvýznamnějších biotických faktorů ovlivňujících mortalitu bourovce trnkového. V obdobích gradace bourovce může docházet k navazujícím gradacím parazitoidů, což zpětně vede k výrazným výkyvům v početnosti hostitele. Tyto výkyvy pak ovlivňují populační dynamiku, mezigenenerační změny genetické variability i dlouhodobou životaschopnost populací na jednotlivých lokalitách. Druhové složení parazitoidů se přitom může regionálně lišit (Sitar et al., 2019), a je proto nezbytné zjistit spektrum parazitoidů v podmínkách jižní Moravy. Tyto informace jsou klíčové zejména pro ochranu jedinců v záchranném chovu a pro správnou interpretaci příčin zvýšené mortality druhu v jednotlivých letech či na specifických lokalitách.

Náplň opatření:

Zjištění druhové příslušnosti parazitoidů při opouštění hostitelů po odběru parazitovaných housenek z lokality. Genetická identifikace parazitů na základě DNA barcodingu (cytochrom oxydáza COI). Zjištění míry parazitace na základě vhodně zvolených DNA primerů. Studii je možno realizovat až při dosažení početnosti alespoň 50 larválních hnízd na lokalitě, přičemž budou odebrány housenky ze 4 takto početných lokalit v maximálním počtu 50 housenek na lokalitu.

3.4.4 Studium vlivu vypalování na populace bourovce a využití v praxi

Motivace:

Řízené vypalování může představovat účinný nástroj ke zvýšení strukturální rozmanitosti stanoviště nebo sloužit jako asanační opatření na přehoustlých lokalitách. Pozorování zároveň naznačují, že ohořelé keře mohou být pro bourovce atraktivnější k ovipozici, pravděpodobně v důsledku snížené produkce obranných látek rostlinami po ohoření. Řízené vypalování tak představuje potenciální, avšak dosud málo prozkoumaný managementový nástroj. Ve střední Evropě se křovinné porosty tradičně nevypalují, zatímco ve Středomoří se tato praxe udržela – zejména za účelem otevření zarostlých, opuštěných pozemků či zlepšení kvality pastvy na horských loukách (Fernandes et al. 2013). V poslední době se však řízené vypalování ve střední Evropě opět objevuje a je využíváno ochranou přírody pro obdobné účely jako ve Středomoří (Stejskal et al. 2025). Proto je důležité podrobně prozkoumat potenciál řízeného vypalování jako managementového nástroje na lokalitách bourovce trnkového a jeho vliv na populace tohoto druhu, abychom jej mohli uplatňovat správně a efektivně nebo se naopak jeho využití vyhnout.

Náplň opatření:

V rámci experimentu budou vypáleny čtyři plochy, z nichž každá bude spárována s odpovídající kontrolní plochou. Na všech plochách bude sledována početnost larválních hnízd. Monitoring proběhne rok před vypalováním, v roce provedení řízeného zásahu a dva následující roky. Kromě samotné početnosti larválních hnízd bude zaznamenáváno také to, na jakých (a do jaké míry) ohořelých keřích se hnízda objevují, a dále obecný efekt vypalování na strukturu vegetace a na kolonizaci vypálených míst keři trnky a hlohu. Studii je vhodné realizovat na lokalitách s

dostatečně velkou rozlohou a vysokou početností larválních hnízd, přičemž jednotlivé páry ploch mohou být umístěny na různých lokalitách. Studii lze realizovat jen v přísně regulovaných a kontrolovaných podmínkách a po zpracování projektu zásahu, který bude zahrnovat zapracované podmínky Hasičského záchranného sboru.

3.5 Výchova a osvěta

Úspěch záchranného programu závisí nejen na přímých ochrannářských opatřeních, ale také na aktivní podpoře veřejnosti, vlastníků pozemků a správců krajiny. Výchova a osvěta jsou proto nedílnou součástí programu – umožňují dlouhodobé přijetí ochrany druhu jako přirozené součásti místní krajiny a hospodaření.

Zkušenosti ze zahraničí (např. Rakousko, Německo, Maďarsko) i z jiných záchranných programů v České republice (zejména pro hnědáka osikového a sysla obecného) potvrzují, že účinná komunikace a zapojení veřejnosti vedou ke zvýšení ochoty respektovat ochrannářská opatření a aktivně se podílet na péči o biotopy.

3.5.1 Práce s veřejností

Motivace:

Cílem opatření je zvýšit povědomí obyvatel regionů s výskytem bourovce trnkového o významu tradiční kulturní krajiny a o tomto druhu jakožto indikátorovém a deštníkovém druhu. Specifickou skupinou veřejnosti jsou studenti, protože školy a další vzdělávací instituce představují významné partnery při formování environmentálního povědomí mladé generace. Bourovec může zároveň sloužit jako vhodný vlajkový druh kulturní zemědělské krajiny, čímž se propojí jeho ochrana s podporou extenzivního hospodaření a zachováním krajinných struktur. Zvyšování informovanosti veřejnosti zároveň přispěje k efektivnější komunikaci s obcemi i vlastníky pozemků, na jejichž území se druh vyskytuje nebo v budoucnu objeví.

Náplň opatření:

Předpokládá se zpracování a distribuce přehledných informačních materiálů (např. letáky, brožury) a instalace informačních tabulí ve všech maloplošných zvláště chráněných územích s výskytem druhu. Součástí opatření bude rovněž organizace exkurzí na lokality s aktivním managementem a publikace populárně-naučných článků zaměřených na ochranu bourovce trnkového, jeho specifické nároky a vztah k extenzivně obhospodařované zemědělské krajině. Studenti mohou být zapojeni do monitoringu hnízd či do projektů orientovaných na ochranu cílových druhů, obdobně jako v rámci programů na podporu stepních motýlů v Maďarsku (Varga, 2012). V úvahu připadají i osvětové akce typu „Motýlí noc“, které představují atraktivní dospělce motýlů a podporují zájem studentů o jejich ochranu.

3.5.2 Komunikace se zemědělci, vinaři a sadaři

Motivace:

Zemědělci, vinaři a sadaři představují klíčové vlastníky a uživatele pozemků, jejichž způsob hospodaření zásadně ovlivňuje kvalitu stanovišť bourovce trnkového. Vysvětlení souvislostí mezi extenzivními postupy a výskytem druhu je nezbytné pro jejich aktivní zapojení do ochrany. Zkušenosti z Rakouska a Německa ukazují, že spolupráce s vlastníky a správci pozemků může významně zvýšit jejich ochotu respektovat ochranná doporučení (BfN, 2018; Gepp, 2011).

Náplň opatření:

Plánuje se organizace praktických ukázek aktivního managementu v terénu a odborných školení zaměřených na vhodné způsoby hospodaření podporující populace bourovce trnkového, ale i populace dalších druhů rostlin a živočichů vázaných na stejný biotop.

3.5.3 Místní samosprávy

Motivace:

Místní samosprávy představují klíčové subjekty odpovědné za rozhodování o využívání krajiny, územní plánování a péči o chráněná území. Jejich aktivní součinnost

může výrazně usnadnit prosazování krajinných prvků podporujících migraci bourovce trnkového a přispět k vhodné o nechráněné lokality s jeho výskytem.

Náplň opatření:

Plánují se tematická setkání zaměřená na prezentaci potřebných opatření k ochraně stanovišť bourovce trnkového a na začlenění těchto opatření do územních a krajinných plánů. Součástí budou rovněž exkurze na lokality s aktivním managementem, kde budou představeny příklady správné praxe.

3.6 Ostatní opatření

3.6.1 Mezinárodní spolupráce

Motivace:

Posílení spolupráce s Rakouskem, Slovenskem, Maďarskem a Rumunskem je zásadní pro dlouhodobou udržitelnost populací. Bourovec trnkový obývá přeshraniční regiony, kde lze účinnou ochranu zajistit zejména koordinovanými aktivitami. Za vhodné oblasti pro společný postup lze považovat např. Pálavu – Soutok (navazující na Dolní Rakousko) a Bílé Karpaty (navazující na Slovensko).

Náplň opatření:

Bude navázán systematický kontakt se zahraničními odborníky a monitorovateli. Pravidelná komunikace umožní sdílení informací o managementu na příhraničních lokalitách, výsledcích monitoringu i probíhajícím výzkumu. Na vybraných místech budou zahájeny koordinované přeshraniční managementové zásahy.

4. REALIZACE PROGRAMU

Číslo	Opatření	Priorita	Doba realizace	Četnost / periodicita	Návaznost
3.1.1	Prosvětlování keřového patra	1	Trvale	Každoročně, frekvence dle potřeby	Mapování biotopů → monitoring
3.1.2	Zavedení extenzivní pastvy	1	Trvale	Každoročně	3.1.1
3.1.3	Obnova liniové zeleně	2	Trvale	Jednorázově + údržba	3.1.1, 3.2.3
3.1.4	Seč	2	Trvale	Každoročně	3.1.1, 3.1.2
3.2.1	Zajištění ochrany vývojových stadií během managementových zásahů	2	Trvale	Dle potřeby	Monitoring
3.2.2	Záchranný chov	1	Minimálně 2027–2035	Každoročně	3.4, 3.1.3
3.2.3	Repatriace a posilování populací	2	2027–2035	Podle potřeby	3.2.2, monitoring
3.3.1	Mapování biotopů a potenciálních lokalit bourovce	1	Trvale	Jednou za 5 – 10 let	Všechna opatření
3.3.2	Monitoring hnízd, dospělců a kokonů	1	Trvale	Každoročně	Všechna opatření

	a stavu jejich prostředí				
3.4.1	Studium disperze a populační konektivity v krajině, včetně identifikace migračních bariér a funkčních koridorů	1	Po prvních 5 letech realizace ZP	Jednorázově	3.2
3.4.2	Analýza genetické variability populací v České republice a sousedních zemích	1	2026 – 2030	Jednorázově	3.2.
3.4.3	Analýza parazitismu, včetně identifikace klíčových druhů nepřátel	3	2026 – 2035	Jednorázově	3.1, 3.3
3.4.4	Studium vlivu vypalování na populace bourovce a využití v praxi	2	2026 – 2035	Jednorázově	
3.5.1	Práce s veřejností	2	Trvale	Každoročně	3.1.1
3.5.2	Komunikace se zemědělci, vinaři a sadaři	1	Trvale	1× za 2 roky	Monitoring

3.5.3	Komunikace s místními samosprávami	2	Trvale	1× za 2 až 3 roky	Všechna opatření
3.6.1	Mezinárodní spolupráce	3	Trvale	Každoročně	Všechna opatření

5. POUŽITÁ LITERATURA

Abadjiev S. (2001). *An annotated list of the Lepidoptera of Bulgaria*. Pensoft, Sofia.

Abadjiev S., Beshkov S. (2007). *Red Data Book of the Republic of Bulgaria. Volume 2. Animals*. BAS & MoEW, Sofia.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2013a). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Remízy u Bánova (CZ0723421). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2013b). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Rochus (CZ0723024). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty a Krajské středisko Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2013c). Plán péče pro přírodní památku Kienberg 2013–2022. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brno.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2013d). Plán péče o národní přírodní rezervaci Jazevčí na období 2013–2022. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha. Dostupné z: <https://www.chranena-uzemi.cz/jzevci>

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2014a). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Stráně u Popovic (CZ0723425). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty a Krajské středisko Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2014b). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Údolí Bánovského potoka (CZ0723430). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty a krajské středisko Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2015a). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Újezdecký les (CZ0724087). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty a Krajské středisko Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2015b). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Polichno (CZ0723415). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty a krajské středisko Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2015c). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Polichno – Pod duby (CZ0723414). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty a krajské středisko Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2016). Plán péče o přírodní rezervaci Machová 2016–2025. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2017). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Milovický les (CZ0624100). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Regionální pracoviště Jižní Morava, Brno.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2018a). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Studánkový vrch (CZ0623026). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Regionální pracoviště Jižní Morava, Brno.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2018b). Plán péče o národní přírodní rezervaci Tabulová 2019–2028. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brno.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2019a). Plán péče o přírodní památku Remízy u Bánova 2019–2028. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2019b). Plán péče o národní přírodní památku Dunajovické kopce 2020–2029. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brno.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2020). Standardní metodika managementu EVL pro bezobratlé – *Eriogaster catax*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2020a). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Bílé Karpaty (CZ0724090). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2020b). Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Čertoryje (CZ0624072). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2022a). Plán péče o přírodní rezervaci Liščí vrch na období 2023–2032. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Regionální pracoviště Jižní Morava, Mikulov.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2022b). Plán péče o přírodní památku Na cvičišti 2022–2032. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Pálava, Mikulov.

Agentura ochrany přírody a krajiny (AOPK ČR). (2024). Species conservation in the Czech Republic. Available online: <https://portal.nature.cz>

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2024a). Plán péče o přírodní památku Rochus 2024–2033. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Zlín.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2024b). Plán péče o národní přírodní rezervaci Čertoryje 2024–2033. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Správa CHKO Bílé Karpaty, Luhačovice.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR). (2025a). Správa CHKO Bílé Karpaty: Plán péče o PR Drahy na období 2025–2034, Luhačovice 2025.

Askew R.R., Shaw M.R. (1986). Parasitoid communities: their size, structure and development. In: Waage J., Greathead D. (eds). *Insect Parasitoids*. Academic Press, London, pp. 225–264.

Bang-Haas O. (1927). Lepidopteren-Fauna von Jütland. *Entomologische Mitteilungen*, 16: 35–46.

Bertaccini E. (1995). I Macrolepidotteri delle campagne bolognesi. *Memorie della Società Entomologica Italiana*, 73: 121–156.

Beshkov S. (2014). Lepidoptera of Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park. *Fragmenta Entomologica*, 46: 89–104.

BfN (2018). Maßnahmen zum Schutz von *Eriogaster catax* in Agrarlandschaften. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

BfN – Bundesamt für Naturschutz (2023). ArtenSteckbrief: *Eriogaster catax* (Heckenwollafter). Available online: <https://www.bfn.de>

Buszko J., Nowacki J. (2002). *The Lepidoptera of Poland: A Distributional Checklist*. Polish Entomological Monographs, 1: 1–360.

Carnelutti J. (1992). Fauna metuljev Slovenije. *Scopolia*, 28: 1–167.

Departament de Territori i Sostenibilitat (2017). *Pla de conservació dels hàbitats de papallones amenaçades a Catalunya*. Generalitat de Catalunya, Barcelona.

Derjanschi V., Munteanu N. (2005). Insect fauna of Moldova: conservation status and threats. *Studia Universitatis Moldaviae*, 5: 45–53.

Didukh Y.P. (2009). *Red Data Book of Ukraine. Vegetable Kingdom*. Kyiv.

Dolek M., Geyer A. (1997). Influence of coppicing on butterfly communities in woodland clearings. *Biological Conservation*, 80: 15–23.

Dolek M., Geyer A. (2002). Conserving Lepidoptera in traditionally cultivated landscapes: lessons from central and south-eastern Europe. *Journal of Insect Conservation*, 6: 163–180.

Duelli P., Wermelinger B. (2005). Die Rote Liste der gefährdeten Grossschmetterlinge der Schweiz. *Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft*, Bern.

Escherich K. (1897). *Die Forstinsekten Mitteleuropas*. Vol. 1. Paul Parey, Berlin.

Fernandes, P. M., Davies, G. M., Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., ... & Molina, D. (2013). Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(s1), e4-e14.

Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A. (2010): Introduction to Conservation Genetics (2nd ed.). Cambridge University Press.

EUNIS / European Environment Agency (2024). *Eriogaster catax* – species factsheet (HD Annex II, IV; Natura 2000 code 1074). Available online: <https://eunis.eea.europa.eu>

Florián A., Jakeš O., Laštůvka A., Laštůvka Z., Liška J., Sitek J., Šumpich J., Vacula D. (2024). *Motýli (Lepidoptera) chráněné krajinné oblasti Pálava Moths and Butterflies (Lepidoptera) of the Pálava Protected Landscape Area*. Agronomická fakulta MENDELU Brno, Brno.

García-Barros E., Munguira M.L., Stefanescu C., Vives Moreno A. (2013). *Fauna Ibérica. Lepidoptera: Papilionoidea II*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Gepp J. (1995). Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. *Teil 2: Wirbellose (außer Insekten)*. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Wien.

Gepp J. (2011). *Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Wien.

GIOS (2014). Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych. Raporty z monitoringu – *Eriogaster catax*. Available online: <https://www.gios.gov.pl>

Gonseth Y., Wohlgemuth T., Sansonnens B., Buttler A. (2001). *Liste Rouge des Macrolépidoptères de Suisse*. BUWAL, Bern.

Gorbach V.V., Nakonechnyi S. (2010). Distribution and conservation of *Eriogaster catax* in Ukraine. *Ukrainian Entomological Journal*, 3: 65–72.

Gottwald A. & Bělín V. (eds) 2001: *Motýli Bílých a Bielych Karpat*. Sborník Přírodovědeckého klubu v Uherském Hradišti (Suppl.) 7, 1–154 s

Habeler H. (2008). Zur Gefährdung und Verbreitung von *Eriogaster catax* in Mitteleuropa. *Entomologische Nachrichten und Berichte*, 52: 15–22.

- Häckel J. (1907). Lepidopteren der Nordschweiz. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen*, 6: 23–74.
- Hejda R., Farkač J., Chobot K. (eds) (2017). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Příroda 36: 1–613.
- HLNUG (2019). *Rote Liste der Schmetterlinge Hessens*. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- Hula V. (2023). Monitoring results of *Eriogaster catax* in the Czech Republic. Manuscript, Brno.
- Hula V. (2024). Monitoring results of *Eriogaster catax* in the Czech Republic. Manuscript, Brno.
- ISPRA (2018). *Rapporto sullo stato della fauna in Italia: Lepidotteri*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- IUCN SSC (2014): *Guidelines on the Use of Ex Situ Management for Species Conservation*. IUCN, Gland.
- Jihomoravský kraj. (2021). Plán péče o přírodní památku Studánkový vrch na období 2023–2032. Jihomoravský kraj, Brno.
- Kadej M., Malkiewicz A., Jaskuła R. (2018). Microhabitat preferences of *Eriogaster catax* in Poland. *Polish Journal of Entomology*, 87: 223–236.
- Karlsholt, O., Nieukerken, E. J. van (2013). *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758). In: Nieukerken, E. J. van et al. (Eds.), *Fauna Europaea version 2.6.2*. European Commission, Biodiversity Data Journal. Retrieved from <https://fauna-eu.org>
- Karsholt O., Razowski J. (1996). *The Lepidoptera of Europe. A Distributional Checklist*. Apollo Books, Stenstrup.
- Kheil N. (1863). Beiträge zur Schmetterlingsfauna Böhmens. *Verhandlungen des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien*, 13: 275–312.

Koçak A.Ö., Kemal M. (2006). Annotated list of the Lepidoptera of European Turkey. *Priamus Supplement*, 13: 1–204.

Koçak A.Ö., Kemal M. (2009). Revised checklist of the Lepidoptera of European Turkey. *Priamus Supplement*, 16: 1–229.

Konvička M., Hula V., Beneš J. (2005b). Metodika monitoringu *Eriogaster catax*. Biologické centrum ČAV, České Budějovice.

Konvičková H., Faltýnek Fric Z., Vrba P., Spitzer L., Rindoš M., Vrabec V., Konvička M. (2025). Hodnocení genetických poměrů v současných i historických populacích evropsky významných druhů motýlů a návrh budoucího genetického managementu populací. Závěrečná zpráva projektu LIFE17 IPE/CZ/000005 (Jedna příroda). České Budějovice.

Kozhanchikov I.V. (1950). *Opredelitel' nasekomykh Evropeiskoi chasti SSSR. Lepidoptera*. AN SSSR, Moskva.

Králíček M., Gottwald A. (1984). *Motýli jihovýchodní Moravy 1*. Muzeum J. A. Komenského, Uherský Brod & OV ČSOP Uherské Hradiště.

Laštůvka Z., Liška J., Šumpich J. (2023) *Motýli (Lepidoptera) Česka – aktualizovaný seznam druhů. Butterflies and moths (Lepidoptera) of Czechia – updated list of species*. Agronomická fakulta MENDELU Brno, Brno.

LfU Bayern (2020). *Rote Liste der Tagfalter und Widderchen Bayerns*. Landesamt für Umwelt, Augsburg.

LfU Bayern (2023). Heckenwollafer – Artenschutz in Bayern. Available online: <https://www.lfu.bayern.de>

Legakis A., Maragou P. (2009). *The Red Data Book of Threatened Animals of Greece*. Hellenic Zoological Society, Athens.

MA 22 (2005). *Rote Liste der gefährdeten Tiere Wiens. Lepidoptera*. Magistratsabteilung 22, Wien.

MA 22 (2005). Arten- und Lebensraumschutzprogramm Wien. Magistratsabteilung Umweltschutz, Wien. Available online: <https://www.wien.gv.at/umweltschutz>

Macek J., Dvořák J., Traxler L., Červenka V. (2008). Motýli a housenky střední Evropy II. Noční motýli. Academia, Praha.

Meyling, N.V., Eilenberg, J. (2007): Ecology of the entomopathogenic fungi *Beauveria* and *Metarhizium* in temperate agroecosystems. *Biological Control*, 43: 145–155.

Mihoci I., Kučinić M., Tvrtković N. (2007). Distribution and conservation status of *Eriogaster catax* in Croatia and Bosnia-Herzegovina. *Natura Croatica*, 16: 123–138.

Mihoci I., Šašić M., Kučinić M., Tvrtković N. (2015). Red Book of Butterflies of Croatia. Ministry of Culture, Zagreb.

Ministerio para la Transición Ecológica (2018). *Informe nacional de seguimiento de especies de interés comunitario. Lepidoptera*. Madrid.

Ministerstvo životního prostředí České republiky (MŽP) (1992). Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

Ministerstvo životního prostředí České republiky (MŽP) (2020). *Operační program Životní prostředí – ochrana biodiverzity a péče o EVL*. Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

Natura 2000 – Standard Data Form (2014). AT1110137 Neusiedler See – Leithagebirge. Available online: <https://natura2000.eea.europa.eu>

Nowicki M. (1864). Beiträge zur Lepidopterenfauna Galiziens. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien*, 14: 435–474.

Obenberger J. (1926). Motýli Československé republiky. *Česká Grafická Unie*, Praha.

- Pajović I. (1980). Lepidopteran fauna of the Šumadija region. *Glasnik Prirodnjačkog muzeja u Beogradu*, 35: 49–65.
- Panigaj L. (2015). Červený zoznam denných a nočných motýľov Slovenska. *Ochrana prírody*, 32: 87–115.
- Parenzan P., Porcelli F. (2006). *I Macrolepidotteri Italiani: Fauna Lepidopterorum Italiae*. Bari.
- Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M.A. (2002). *Red list of threatened animals in Poland. Lepidoptera*. Wrocław University, Wrocław.
- Porter K. (1989) Survival of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) larvae after transfer between host plants, and implications for habitat management. *Biological Conservation*, 48(1): 37–49.
- Pro Natura (2021). *Monitoring Eriogaster catax in Switzerland*. Online report. Available online: <https://www.pronatura.ch>
- Rákosy, L., & Varga, Z. (2006). *European Lepidoptera Conservation*. Pensoft, Sofia–Moscow.
- Rašomavičius V. (ed.)(2007). *Lietuvos Raudonoji knyga (Lithuanian Red Book)*. Ministry of Environment of Republic of Lithuania.
- Razowski J. (1990). *Motyle (Lepidoptera) Polski. Część I*. PWN, Warszawa.
- Rebel H., Zerny H. (1931). *Katalog der Lepidopteren der Paläarktischen Faunengebietes. Vol. 3*. Akademie der Wissenschaften, Wien.
- Regier J.C., Mitter Ch., Peigler R., Friedlander T.P. (2000). Phylogenetic relationships in Lasiocampidae (Lepidoptera): Initial evidence from elongation factor-1?? sequences. *Insect Systematics & Evolution*, 31(2):179-186.
- Ronkay L., Varga Z. (1984). Lepidoptera of the Hortobágy National Park. *Fauna Hungariae*, 157: 45–78.

Ronkay G., Ronkay L., Varga Z. (2024). Magyarország Nagylepkék: Harmadik, átdolgozott kiadás. Macrolepidoptera of Hungary: Third, revised edition. *Fibigeriana* (Supplement), 4: 1–318.

Rote-Liste-Zentrum (2021). *Rote Liste der gefährdeten Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 8: Makrolepidoptera*. Bonn.

Sáfián S., Ambrus A., Horváth B., Horváth Á. (2010). The populations and conservation of Orange Eggar – *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Lasiocampidae) in the vicinity of Sopron (NW Hungary). *Szélkiáltó*, 16, 23–25.

Savela M. (2023). Lepidoptera and some other life forms: *Eriogaster*. Available online: https://ftp.funet.fi/index/Tree_of_life/insecta/lepidoptera/ditrysia/bombycoidea/lasiocampidae/lasiocampinae/eriogaster/ [Accessed 2 Oct 2025].

Săvulescu T. (1964). Fauna insectelor Moldovei. *Academiei Republicii Populare Romîne*, București.

Settele J., Dover J., Dolek M., Konvička M. (2009). Butterflies of European semi-natural habitats: ecology, conservation and management. *Ecological Bulletins*, 51: 7–35.

Shevryev D. (1914). Motylji Kieva i okrestnostei. *Trudy Kievskogo Obshchestva Estestvoispytatelei*, 12: 57–88.

Shaw M.R., Stefanescu C., van Nouhuys S. (2009). Parasitism of European butterflies and moths. In: Settele J., Shreeve T., Konvička M., Van Dyck H. (eds). *Ecology of Butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 130–156.

Schroer S. (2020). Working with inadequate tools: Legislative shortcomings in EU species protection. *Sustainability*, 12:2551.

Singh, P., Moore, R.F. (eds) (1985): *Handbook of Insect Rearing*. Elsevier, Amsterdam.

Sitar C., Hartel T., Földesi R., Babai D. (2019). Ecology and oviposition strategies of *Eriogaster catax* in Transylvania. *Journal of Insect Conservation*, 23: 689–701.

Sitar C., Földesi R., Babai D., Hartel T. (2020). Microclimatic determinants of oviposition in *Eriogaster catax*. *Ecological Entomology*, 45: 879–889.

Sitar C., Babai D., Hartel T., Földesi R. (2024). Metapopulation dynamics of *Eriogaster catax* in traditional farmland landscapes. *Conservation Biology*, 38: e14015.

Skov F., Ravn H.P. (1999). Beetle fauna and decline of hedgerows in Denmark. *Landscape Ecology*, 14: 291–300.

Stejskal, R., Dvořák, T. & Reiterová, L. (2025). *Stane se řízené vypalování dalším nástrojem ochranné praxe? První zkušenosti z Národního parku Podyjí*. Ekolist.cz. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/stane-se-rizene-vypalovani-dalsim-nastrojem-ochranarske-praxe-prvni-zkusenosti-z-narodniho-parku-podyji>

Stoltze M., Pihl S. (1998). *Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark*. Miljø- og Energiministeriet, København.

Stojanović D., Čurčić S., Tomić V. (2015). Conservation status of Lepidoptera in Serbia. *Biologia Serbica*, 37: 59–74.

Szentkirályi F., Varga Z. (2007). Habitat dependence and umbrella role of *Eriogaster catax* in steppe landscapes. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 53: 45–62.

Šumpich J., (2007). Významné nálezy motýlů (Lepidoptera) v Národním parku Podyjí a jeho ochranném pásmu. *Thayensia*, 7: 101–113.

Šumpich, J. (2011). Motýli Národních parků Podyjí a Thayatal = Die Schmetterlinge der Nationalparke Podyjí und Thayatal. Správa Národního parku Podyjí, Znojmo.

Šumpich, J. (2017). Motýli Středního Pojehlaví. Butterflies and moths of the Middle Jihlava river region. Pobočka České společnosti ornitologické na Vysočině. Jihlava.

Teodorescu I., Stănescu M. (2019). New data on the distribution of *Eriogaster catax* in southern Romania. *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"*, 62: 111–118.

Urad RS za varstvo narave (2002). *Rdeči seznam ogroženih metuljev Slovenije*. Ljubljana.

Valchářová M., Beneš J., Konvička M. (2019). Monitoring ohrožených motýlů v České republice: metodické přístupy a výsledky. *Ochrana přírody*, 74: 15–23.

Varga Z. (ed.) (2012). *Magyarország Nygylepkéi. Macrolepidoptera of Hungary*. Heterocera Press, Budapest.

Verdú J.R., Galante E. (2009). *Libro Rojo de los Invertebrados de España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Madrid.

Wermelinger B. (2011). Factors influencing the survival of *Eriogaster catax* in Switzerland. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, 84: 213–224.

Wiemers, M., et al. (2018). Distribution of European Butterflies and Moths. *ZooKeys*, 818, 1–274.

Wymann B. (1986). Zur Verbreitung von *Eriogaster catax* in der Schweiz. *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel*, 36: 59–68.

Zakšek B., Kogovšek T., Rebeušek F., Govedič M. (2021). Larval habitat characteristics of eastern eggar *Eriogaster catax* (Lepidoptera: Lasiocampidae) in Slovenia. *Natura Sloveniae*, 23(1), 31–44.

Zlínský kraj. (2012). Plán péče o přírodní památku Polichno – Pod duby 2013–2023. Zlínský kraj, Zlín.

Zlínský kraj. (2013a). Plán péče o přírodní památku Stráně u Popovic 2013–2023. Zlínský kraj, Zlín.

Zlínský kraj. (2013b). Plán péče o přírodní památku Údolí Bánovského potoka 2014–2023. Zlínský kraj, Zlín.

Zlínský kraj. (2024a). Plán péče o přírodní památku Údolí Okluky 2024–2033. Krajský úřad Zlínského kraje, Zlín.

Zlínský kraj. (2024b). Plán péče o přírodní památku Újezdecký les 2024–2028. Zlínský kraj, Zlín.

6. PŘÍLOHY

Příloha 1 – Seznam lokalit s výskytem bourovce

	Oblast	Lokalita	Souřadnice	Poslední záznam	Forma ochrany
1	Znojensko	Čížov – rybníček	48.8748772N, 15.8689347E	2018	NP, EVL
2	Znojensko	Čížov – na Keplech	48.8702169N, 15.8621447E	2020	NP, EVL
3	Znojensko	Šobes	48.8182678N, 15.9743158E	2009*	NP, EVL
4	Znojensko	Hnanice – Hraběcí hora	48.7972758N, 15.9686992E	2019	Žádná
5	Znojensko	Hnanice – Dlouhý vrch	48.8052014N, 15.9737714E	2018	částečně NP, EVL
6	Znojensko	Hnanice – Staré vinice	48.8070289N, 15.9893494E	2010	NP, EVL
7	Znojensko	Havranické vřesoviště	48.8155231N, 15.9993650E	2008	NP, EVL
8	Znojensko	PP Skalky u Havraníků	48.8041483N, 16.0107589E	2019	EVL
9	Znojensko	PP Ječmeniště	48.7460117N, 16.1494589E	2023*	PP, EVL
10	Znojensko	PP Travní dvůr	48.7875442N, 16.4366511E	2020	částečně PP, EVL
11	Pálava – Soutok	NPP Dunajovické kopce – sever	48.8532297N, 16.5543383E	2025*	NPP, EVL
12	Pálava – Soutok	NPP Dunajovické kopce – jih	48.8463056N, 16.5574508E	2023	NPP, EVL
13	Pálava – Soutok	Perná	48.8525475N, 16.6315792E	2014	CHKO

14	Pálava – Soutok	NPR Tabulová	48.8391175N, 16.6387889E	2006	NPR, EVL
15	Pálava – Soutok	Tankodrom u Mikulova	48.8271822N, 16.6596564E	2025*	CHKO
16	Pálava – Soutok	PP Na cvičišti	48.8223719N, 16.6749236E	2025	PP, EVL, CHKO
17	Pálava – Soutok	PP Kienberg	48.8011267N, 16.6864892E	2006	PP, EVL, CHKO
18	Pálava – Soutok	PP Studánkový vrch	48.7942650N, 16.7203200E	2025*	PP, EVL
19	Pálava – Soutok	PR Liščí vrch	48.7912178N, 16.6923497E	2006	PP, EVL, CHKO
20	Pálava – Soutok	Výtopa Nesytu	48.7687925N, 16.7447708E	2025	Žádná
21	Pálava – Soutok	Nesyt – Královské studny	48.7656775N, 16.7256200E	2023	částečně NPR
22	Pálava – Soutok	Rendez-vous	48.7467108N, 16.7851114E	2011	částečně EVL
23	Pálava – Soutok	PP Skalky u Sedlece	48.7779386N, 16.6735208E	2025	PP, EVL
24	Pálava – Soutok	Soutok – Lány	48.7058806N, 16.9240100E	2020	CHKO, EVL
25	Pálava – Soutok	PR Milovická stráž	48.8484092N, 16.6921411E	2003	částečně PR a EVL, celá CHKO
26	Pálava – Soutok	NPR Křivé jezero	neznámé	2010 (?)	EVL, NPR
27	Hodonínsko	Mutěnice-Zbrod	neznámé	2005	Žádné
28	Bílé Karpaty	PR Kútky	48.8307714N, 17.3830914E	2006	PR, EVL, CHKO
29	Bílé Karpaty	Kněždub – Kuní hora	48.8704231N, 17.3808169E	2020	EVL, CHKO
30	Bílé Karpaty	Kněždub – Luftárna	48.8752639N, 17.4048711E	2006	EVL, CHKO

31	Bílé Karpaty	Lipov – Slakovská	48.8911594N, 17.4624528E	2014	Žádná
32	Bílé Karpaty	Lipov – Nivky	48.8890961N, 17.4731817E	2017	Žádná
33	Bílé Karpaty	Louka u Ostrohu	48.9014606N, 17.4826825E	2017	Žádná
34	Bílé Karpaty	PR Hloží	48.9059306N, 17.5074803E	2020	okrajově PR
35	Bílé Karpaty	PP Velický hliník	48.8624994N, 17.5175108E	2018	PP, EVL
36	Bílé Karpaty	NPR Zahrady pod Hájem	48.8875600N, 17.5326633E	2006	NPR, EVL, CHKO
37	Bílé Karpaty	Javorník	48.8671072N, 17.5371117E	2006	EVL, CHKO
38	Bílé Karpaty	Nová Lhota – Uhlisko	48.8594444N, 17.5741775E	2014	EVL, CHKO
39	Bílé Karpaty	Nová Lhota – Mlýny	48.8779128N, 17.5957356E	2021	EVL, CHKO
40	Bílé Karpaty	Nová Lhota – Zřídla	48.8697375N, 17.6148081E	2017	EVL, CHKO
41	Bílé Karpaty	Suchov – Šumárníky	48.9011503N, 17.5763331E	2007	EVL, CHKO
42	Bílé Karpaty	Suchov – Sever	48.9217006N, 17.5581203E	2020	CHKO
43	Bílé Karpaty	Suchov, rozc.	48.9276506N, 17.5532203E	2021	Žádná
44	Bílé Karpaty	Boršice u Blatnice	48.9252183N, 17.5782436E	2008	CHKO
45	Bílé Karpaty	PR Drahy	48.9247828N, 17.6338806E	2008	částečně PR, celé CHKO a EVL
46	Bílé Karpaty	Horní Němčí	48.9271989N, 17.6444594E	2023	EVL, CHKO
47	Bílé Karpaty	Korytná – Nivnice	48.9555569N, 17.6577883E	2014	CHKO

48	Bílé Karpaty	Remízy u Bánova	48.9705144N, 17.7366556E	2025	částečně PP a EVL
49	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	PP Údolí Okluky	48.9717103N, 17.4521186E	2025	okrajově PP, celé EVL
50	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	PP Okluky	48.9791875N, 17.5058247E	2008	PP
51	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	PP Rochus	49.0757125N, 17.4913689E	2023	většinově PP, celé EVL
52	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	Mařatice	49.0705925N, 17.4997508E	2012	Žádná
53	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	Javorovec – Hájek	49.0671414N, 17.5280983E	2025	Žádná
54	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	Javorovec – Kopaniny	49.0700706N, 17.5338722E	2008	Žádná
55	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	Březolupy	49.1112139N, 17.5978564E	2013	Žádná
56	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	Nedachlebice	49.0974303N, 17.6084600E	2025	Žádná
57	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	Míkovice	49.0321108N, 17.5127294E	2019	Žádná
58	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	EVL Stráně u Popovic – západ	49.0416611N, 17.5407997E	2025	částečně PP, téměř celé EVL
59	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	EVL Stráně u Popovic – východ	49.0452011N, 17.5578297E	2025	téměř celé EVL
60	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	Veletiny	49.0316089N, 17.5707800E	2015	Žádná
61	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Hradčovice	49.0556111N, 17.5723697E	2018	Žádná
62	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	PP Újezdecký les	49.0457314N, 17.6804000E	2020	PP, EVL
63	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	PP Údolí Bánovského potoka	49.0145564N, 17.6997217E	2017	PP, EVL

64	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Nezdenice	48.9990414N, 17.7520006E	2020	Žádná
65	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Biskupice	49.0753014N, 17.7178700E	2020	Žádná
66	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Biskupice – U pomníku	49.0931444N, 17.7092658E	2025	Žádná
67	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Sedélko u Luhačovic	49.0952100N, 17.7241986E	2025	Žádná
68	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Horní Dvůr	49.1029969N, 17.7258272E	2025	Žádná
69	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Přečkovice	49.0675517N, 17.7902317E	2013	Žádná
70	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Pašovice	49.0723969N, 17.6550256E	2025	Žádná
71	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Prakšice – Staré vinohrady	49.0532911N, 17.6413039E	2025	Žádná
72	Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	PP Terasy	49.0604217N, 17.6039494E	2025	částečně PP
73	Uherskobrodsko - Uherskohradištsko	PR Rovná hora	49.0703139N, 17.5897900E	2010	PR

* V roce nálezu označeném hvězdičkou byly nalezeni pouze dospělci

Příloha 2 – Návrh obnovy metapopulační struktury v krajinné mozaice jižně od NPR Nesyt (příkladová oblast)

Odůvodnění: V okolí NPR Lednické rybníky se nachází řada krajinných prvků a struktur, které mohou významně přispět k obnově a stabilizaci populací *Eriogaster catax*. Tento druh je typickým představitelem druhů vázaných na mozaikovitou krajinu, kde přežívá díky metapopulační dynamice a dostatečné hustotě vhodných stanovišť umožňujících migraci mezi jednotlivými subpopulacemi.

Návrh postupu obnovy:

Zajištění ochrany klíčové populace na lokalitě Výtopa Nesytu. Jedná se o část území spadající do NPR Lednické rybníky; zvažuje se možnost rozšíření stávajícího území

NPR nebo vyhlášení samostatného maloplošného zvláště chráněného území (MZCHÚ).

Ověření současného výskytu druhu v přilehlých chráněných územích: PP Skalky u Sedlece, PP Paví kopec, PP Úvalský rybník a PP Kameníky.

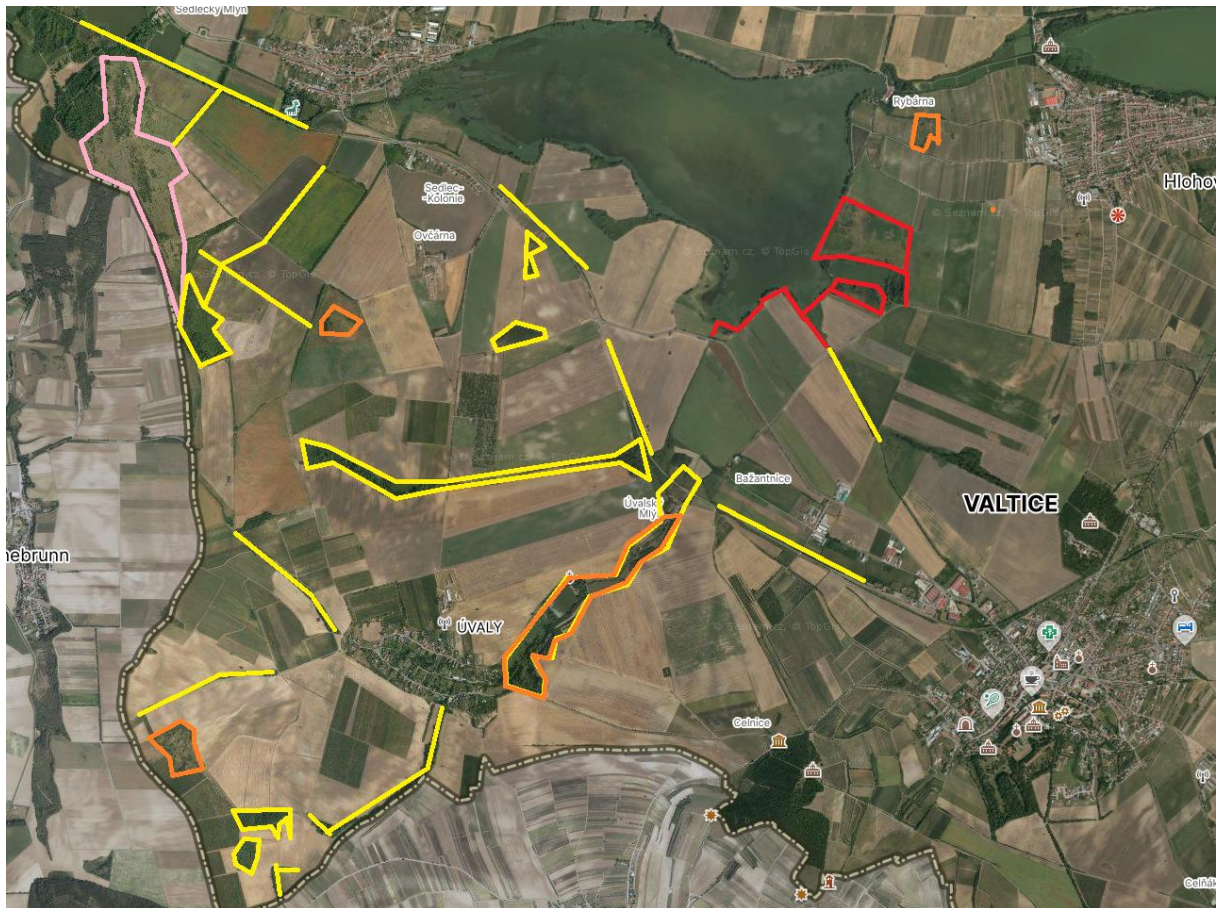
Zjištění majetkové struktury liniových prvků zeleně v širší oblasti. Na pozemcích ve vlastnictví státu zahájit management s cílem obnovit vhodné biotopy, které budou fungovat jako „nášlapné kameny“ pro migraci bourovce trnkového. Stejný přístup uplatnit i na větších plošných porostech. V případě soukromých vlastníků doporučit jednání o možnostech spolupráce – např. formou dlouhodobého pronájmu nebo převodu vlastnických práv.

Navázání přeshraniční spolupráce s Rakouskem a koordinace obdobných opatření na rakouské straně, zejména v návazných stepních lokalitách.

Realizace repatriace po zavedení managementu alespoň na části klíčových liniových prvků a všech MZCHÚ. Repatriace by měla probíhat plošně, s vybranými mikrolokalitami v jednotlivých územích – doporučuje se alespoň dvě repatriční místa na každé MZCHÚ.

Zavedení dlouhodobého monitoringu celé oblasti, zaměřeného na sledování vývoje populací, stavu biotopů a účinnosti realizovaných opatření.

Zodpovědnost a spolupráce: Krajský úřad Jihomoravského kraje, Správa CHKO Pálava, AOPK ČR, Ministerstvo životního prostředí, vlastníci pozemků (obce, organizace i soukromí vlastníci), odborné instituce (vysoké školy, Akademie věd ČR, odborné společnosti) a nevládní organizace (NGO).



Obrázek 6 – Návrh potenciální metapopulační struktury v jádrové oblasti Pálava – Červeně jsou vyznačeny známé plošné a liniové prvky s potvrzeným výskytem bourovce trnkového. Růžově jsou označeny oblasti s nedávným, avšak nepravidelným výskytem druhu. Oranžově jsou vyznačena území se statutem ochrany, kde zatím nebyl výskyt druhu prokázán. Žlutě jsou zobrazeny potenciální liniové a plošné prvky krajiny, které by mohly dočasně hostit populace bourovce, avšak vzhledem k absenci nebo nedostatečné kvalitě managementu jsou v současnosti neosídlené.

Příloha 3 – Příklady biotopů bourovce trnkového v České republice



Obrázek 7 – Liščí vrch (2006) – lokalita byla v optimálním či již končícím optimu. V následujících letech populace postupně slábla, až druh zcela vymizel.



Obrázek 8 – PP Na cvičišti – zelený porost představuje plochu rok po vypalování. I zde byla zaznamenána hnízda housenek, což dokládá vhodnost tohoto zásahu.



Obrázek 9 – PP Studánkový vrch (2009) – přestože bylo území vyhlášeno přímo za účelem ochrany bourovce trnkového, druh zde nebyl pozorován již více než deset let. Lokalita byla částečně sanována.



Obrázek 10 – NPP Dunajovické kopce (2022) – druh zde přežíval ještě v nedávné době, avšak pouze v nízkých početnostech. Pravděpodobně došlo ke zhroucení metapopulační dynamiky.



Obrázek 11 – PP Rochus (2022) – lokalita v tomto období prošla výrazným propadem velikosti populace. Druh se zde vyskytuje na nejnižších keřích trnky (*Prunus spinosa*).



Obrázek 12 – PP Ječměniště (2023) – významná lokalita stepního hmyzu. Bourovec trnkový zde byl zaznamenán pouze dvakrát ve stadiu dospělce; housenky pozorovány nebyly, přestože vegetace vypadá vhodně.



Obrázek 13 – PP Travní dvůr – typický výskyt v lesních lemech s převahou trnky. Lokalita mohla hostit trvalou populaci, vzhledem k dlouhým keřovým lemům, avšak druh zde již nebyl znovu potvrzen.

Příloha 4 – Tabulka stavu evropsky významných lokalit s předmětem ochrany bourovec trnkový a hodnocení předmětů ochrany EVL

Na každé evropsky významné lokalitě je prováděn pravidelný monitoring larválních hnízd, který slouží jako podklad pro hodnocení stavu lokality. Populace s méně než deseti larválními hnízdy jsou klasifikovány ve špatném stavu, zatímco populace s více než deseti hnízdy jako lokality v dobrém stavu. Při celkovém hodnocení stavu je zohledňován stav biotopu (rozloha vhodného biotopu, kvalita), početnost druhu (stav populace) a zjištěné negativní faktory. Hodnocení může nabývat tří stavů – příznivý (zelená barva), nevyhovující (oranžová barva) a špatný (červená barva).

Evropsky významná lokalita	Počet larválních hnízd v roce 2025	Hodnocení stavu
Újezdecký les	0	špatný
Milovický les	4	špatný
Bílé Karpaty	0	špatný
Polichno	0	špatný
Polichno – Pod duby	0	špatný
Rochus	0	špatný
Studánkový vrch	0	špatný

Údolí Bánovského potoka	0	špatný
Remízy u Bánova	0	špatný
Čertoryje	0	špatný
Údolí Okluky	0	špatný
Stráně u Popovic	8	špatný

Příloha 5 – Tabulka lokalit s výskytem larválních hnízd v roce 2025

Oblast	Lokalita	Počet larválních hnízd
Pálava – Soutok	PP Na cvičišti	12
Pálava – Soutok	PP Skalky u Sedlece	1
Pálava – Soutok	Výtopa Nesytu	32
Bílé Karpaty	Remízy u Bánova*	35
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Javorovec – Hájek	3
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	EVL Stráně u Popovic – východ	3
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	EVL Stráně u Popovic – západ	5
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Drslavice	1
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Nedachlebice	1
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Prakšice – Staré vinohrady	1
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Pašovice	3
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Biskupice – u pomníku	1
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Sedélko u Luhačovic	4
Uherskobrodsko – Uherskohradištsko	Horní Dvůr	36

*Všechny nálezy z lokality Remízy u Bánova leží zcela mimo území stejnojmenné EVL