

# Sova pálená – ekologie, ohrožení a návrh podpory druhu

## *Barn Owl – ecology, threats and proposal for species conservation action*

**Pavel Jaška**

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Regionální pracoviště Správa CHKO Slavkovský les, Hlavní 504, 353 01 Mariánské Lázně; e-mail: pavel.jaska@nature.cz

Jaška P. 2023: Sova pálená – ekologie, ohrožení a návrh podpory druhu. *Sylvia* 59: 23–41.

Sova pálená (*Tyto alba*) patří mezi ikonické druhy krajiny českého venkova. V průběhu 20. století došlo k úbytku druhu a vymizení sovy pálené zejména ze středních poloh. Dnes je řazena dle Červeného seznamu ohrožených druhů mezi kriticky ohrožené druhy. Příčin úbytku je více. Zásadní roli sehrála intenzifikace zemědělství a zánik bezpečných hnízdišť. Sova pálená je specializovaným predátorem hraboše polního (*Microtus arvalis*), na jehož početnost přímo reaguje vyšší reprodukci. Stává se tak významným pomocníkem v regulaci polních škůdců. Nad rámec své hospodářské „prospěšnosti“ vyžaduje pestrou zemědělskou krajinu v okolí vesnických sídel plnou remízů, polních cest, vodotečí a drobných lesíků. Právě taková krajina dobře zadržuje vodu, podporuje druhovou rozmanitost a v neposlední řadě představuje lákavý cíl volnočasových aktivit. Atraktivita, možné využití druhu při ochraně zemědělských kultur, hnízdní závislost na lidských sídlech a nároky na kvalitní zemědělskou krajinu předurčují sovu pálenou k roli deštníkového druhu ochrany zemědělské krajiny. Přes výše zmíněné v ČR stále neexistuje záchranný program, ani lokální regionální akční plán. Příspěvek shrnuje dosavadní poznatky o sově pálené, které jsou relevantní pro případné systematické záchranné úsilí na národní, případně regionální úrovni.

*The Barn Owl (Tyto alba) belongs to iconic species of the Czech countryside. During the 20th century the species declined dramatically and disappeared from many regions, especially at medium altitudes. Today it is listed in the National Red List of Threatened Species as critically endangered. The decline is caused by many factors. Intensification of agriculture and loss of safe breeding sites are the most crucial. In Central Europe, the Barn Owl feeds mainly on the Common Vole (Microtus arvalis) and the prey population cycle affects reproductive success of the owls. The Barn Owl helps in agricultural pest management. It requires diverse farmland habitats with lots of tree lines, hedgerows, old orchards and ditches. Such fine-scale landscape patchwork has a stable water regime, supports species diversity and also attracts people for free time activities. The charismatic Barn Owl with its role in crop protection, dependency on farms for breeding and preferences for diverse agricultural habitats is an ideal umbrella species for countryside wildlife conservation. In spite of all these facts, there is no official national or local action plan for the Barn Owl conservation in the Czech Republic. This paper summarises the most important knowledge about the Barn Owl which is relevant for systematic conservation effort and proposes the rules for such activities at the national or local scale.*

**Keywords:** Barn Owl, Common Vole, harsh winters, landscape, nest box, traffic, toxins

## ÚVOD

O výskytu sovy pálené (*Tyto alba*) na našem území neexistuje ucelený pohled až do sedmdesátých let minulého století. Záznamy z devatenáctého a první poloviny dvacátého století však naznačují, že sova pálená se vyskytovala na našem území pravidelně, s větší početností v nížinách. Teprve systematická mapování zpracovaná v rámci atlasů hnízdního rozšíření odhalila početnost a trendy ve výskytu sovy pálené na našem území. V sedmdesátých letech zachytilo první velké mapování sovu pálenou na 58 % území. Od té doby byl patrný permanentní pokles velikosti populace. V osmdesátých letech se početnost pohybovala mezi 400 až 700 páry. Mapování v letech 2001–2003 zachytilo další úbytek populace na 130 až 500 párů. Poslední odhady z let 2014–2017 se pohybují v rozmezí pouhých 160–240 párů. Obsazeno je 22 % území ve smyslu kvadrátového mapování. Hlavními oblastmi výskytu sovy pálené jsou Polabská nížina, Moravské úvaly a Podyjí (Štastný et al. 2021).

Sova pálená obývá krajinu pestrou, částečně otevřenou, s přítomností drobných krajinných struktur. Není pro ni vhodná krajina intenzivně využívaná s rozsáhlými lány polí bez remízů, stromořadí nebo neobhospodařovaných ploch. Současně jí nevyhovuje krajina příliš uzavřená zapojenými lesními porosty (de Bruijn 1994, Martínez & Zuberogitia 2004, de Jong 2009). V České republice patří sova pálená mezi typické synantropní druhy zemědělské krajiny (Štastný et al. 2006). Vyskytuje se převážně v níže položených oblastech, v Krušných horách však byla zaznamenána hnízdění až do 600 m n. m. a v Krkonoších a na Šumavě až do 800 m n. m. (Hudec & Štastný 2005). Recentně hnízdí zejména v nížinách v zemědělských stavbách (Poprach 2023). Mezi

lety 1940–1970 bylo 66,7 % hnízd umístěno v kostelích a kaplích a pouhých 21,9 % v zemědělských stavbách. V období 1998–2007 došlo k výraznému přesunu hnízdišť z kostelů do zemědělských stavení, kde v daném období hnízdilo 92,2 % párů. S narůstající aktivitou vyvěšování hnízdních budek na přelomu tisíciletí již většina populace hnízdila právě v budkách (Poprach 2010). Tento stav přetrvává do současnosti.

Dle celosvětového červeného seznamu IUCN spadá sova pálená do kategorie Least Concern, tedy mezi druhy málo dotčené (BirdLife International 2019). Evropský červený seznam ptáků uvádí pro sovu pálenou rovněž kategorii Least Concern s odhadem 164–356 tis. dospělých jedinců. Trend evropské populace je klesající (BirdLife International 2021). Přestože sovu pálenou uvádí německý červený seznam jako druh málo dotčený (Grüneberg 2016), dlouhodobý trend vykazuje silně klesající tendenci, přičemž např. v bavorském červeném seznamu je sova pálená již v kategorii ohrožený (Bayerisches Landsamt für Umwelt 2022). Slovenský červený seznam řadí sovu pálenou do kategorie zranitelný (Demko et al. 2013) a rakouský do kategorie kriticky ohrožený druh (Dvorak et al. 2017). V polském červeném seznamu spadá sova pálená mezi druhy s nedostatečnými údaji (Wilk et al. 2020). V ČR patří sova pálená dle červeného seznamu do kategorie kriticky ohrožených druhů. Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, ve spojení s vyhláškou Ministerstva životního prostředí České republiky č. 395/1992 Sb. řadí sovu pálenou mezi druhy silně ohrožené. Zde je nutno poznamenat, že prozatím nedošlo k aktualizaci vyhlášky staré již 30 let. Budoucí přeřazení sovy pálené do vyšší kategorie ohrožení tedy nelze vyloučit.

## Ochranná opatření pro sovu pálenou v ČR

V ČR se ochraně sovy pálené věnuje především Skupina pro ochranu a výzkum sovy pálené a spolek TYTO, z. s., oba subjekty pod taktovkou Karla Popracha. Spolek TYTO realizoval řadu projektů zaměřených přímo na podporu a ochranu sovy pálené. Jmenovat lze např. projekty „Ochrana a hnízdní podpora sovy pálené (*Tyto alba*) ve středních, severních a jižních Čechách“ (2021), „Ochrana a podpora genofondu sovy pálené na jižní Moravě se zapojením zemědělské veřejnosti v roce 2007“, nebo „Zapojení občanské veřejnosti při ochraně sovy pálené na jižní Moravě“ (2004). Ochrana sovy pálené spočívá v několika základních činnostech. Zejména se jedná o monitoring výskytu, podporu hnízdních příležitostí instalací budek, řešení problematiky technických pastí způsobujících úhyny, spolupráci s rozličnými subjekty a další činnosti včetně osvěty (TYTO 2015).

Naprostou základním kamenem ochrany sovy pálené je vyvěšování budek. Na našem území se začaly budky významněji vyvěšovat zřejmě v druhé polovině dvacátého století. Postupně se stávalo součástí řady realizovaných projektů, které k roku 2005 shrnuje a hodnotí Diviš (2005), případně dále Poprach (2010). Jejich výčet a analýza není předmětem tohoto příspěvku, nicméně za zmínku stojí dlouhodobé systematické vyvěšování budek skupinou kolem Karla Popracha, která je jistě v České republice nejrozsáhlejší a významně se zasloužila o zachování tohoto druhu v naší krajině. V roce 1996 započala realizace projektu „Ochrana a podpora genofondu sovy pálené na Moravě“, který se z regionální úrovně následně rozšířil i na území Čech. V roce 1998 instalovali Karel Poprach a Aleš Poprach na Moravě a ve Slezsku 1 080 budek pro

sovu pálenou. Do konce roku 1998 bylo v rámci jejich aktivit v ČR instalováno 1 789 hnízdních budek. K roku 2007 dosáhli početnosti 3 408 hnízdních budek napříč ČR (Poprach 2010). Vyvěšování budek se v ČR věnovalo jistě více subjektů, nicméně v menší míře. Vyvěšování budek přinášelo rychle své ovoce, např. v roce 1998 hnízdilo v budkách již 61 párů (vyvedeno 454 mláďat), v roce 2001 pak úctyhodných 413 párů (2 656 mláďat; TYTO 2015). Význam budek pro zachování sovy pálené v ČR jasně ukazují souhrnná data z let 1998–2016, kdy v ČR z 1 295 hnízd sovy pálené hnízdilo 89 % v budkách a pouhých 11 % na „přirozených“ hnízdištích (Šťastný et al. 2021).

Další opatření zahrnují zejména zabezpečení technických pastí, které mohou vést k úhynům sov. Takové činnosti se provádějí zpravidla v hnízdní lokalitě a jejím nejbližším okolí. Důležitá je také popularizace a osvěta v problematice ochrany druhu a jeho životního prostředí. V tuzemském prostředí vyšla řada publikací věnujících se ochraně sovy pálené. Jmenovat lze např. tituly *Ochrana ptáků I. sova pálená a sýček obecný* (Martiško et al. 1995), *Ochrana dravců a sov v zemědělsky využívané krajině* (Martiško 1999), nebo velmi obsáhlá a detailní publikace *Sova pálená* (Poprach 2010). V roce 1997 byla sova pálená vyhlášena Českou společností ornitologickou ptákem roku.

Nad rámec ČR je třeba vyzdvihnout zejména práci organizace The Barn Owl Trust ve Velké Británii. Organizace vydala obsáhlou knihu *Barn Owl Conservation Handbook* (Barn Owl Trust 2012). Dále mimořádně úspěšné aktivity v Nizozemí (de Jong 2009, 2013) a v neposlední řadě dlouholeté výzkumné a ochrannářské úsilí týmu profesora Alexandra Roulina ve Švýcarsku, který vydal nesčetné vědeckých studií o sově pálené a mimořádnou knihu *Barn Owls Evolution and*

*Ecology with Grass Owls, Masked Owls and Sooty Owls* (Roulin 2020).

### **Bi-topové preference**

Životní prostředí sovy pálené tvoří rozmanité biotopy venkova. Volba domovského okrsku zřejmě striktně nezávisí na dominantním typu krajiny (venkovská, urbánní, lesní, mokřadní, obilná pole, zahrady atp.), ale spíše na dostatku vhodných lovišť (Salvati et al. 2002, Meek et al. 2009, Fray et al. 2011). V případě sovy pálené se jedná o otevřené a částečně otevřené plochy, kde je dostatek kořisti, kterou lze snadno detekovat a lovit (Klok & de Roose 2007, Barn Owl Trust 2012). Existence takových míst souvisí s texturou krajiny a jejím obhospodařováním (Rodriquer & Peris 2007). Preference se liší v hnízdní a mimohnízdni době, jak ukázal Brandt & Seebass (1994) v německé studii u šesti telemetricky sledovaných sov pálených. V době hnízdění se sovy nejčastěji pohybovaly v otevřených travnatých biotopech (51 %; louky, pastviny, sady), dále preferovaly lesní ekotony (38 %). V polích, zahradách, stavbách a lesích trávily výrazně méně času. V době mimohnízdni se situace změnila. Sovy trávily v budovách, jejich okolí a v zahradách téměř 60 % času. Změna v preferenci biotopů v průběhu roku může v chladných obdobích souviset s potřebou sov pálených být v dosahu vesnických staveb jako úkrytů při nepříznivém počasí. Autoři studie dále upozorňují na možný význam výšky a hustoty vegetace, který může souviset s početností a dostupností kořisti. Mimořádný význam ekotonů (zde okraje lesů s travinnými lemy) při hledání potravy vyzdvihl také Taylor (1989) ve skotské studii, kde sovy pálené trávily 95 % času v ekotonu při okraji lesa lovem. Délka ekotonů, čtyři kilometry liniových biotopů do kilometrové vzdálenosti od hnízdiště, byla určujícím

faktorem pro obsazenost hnízdní lokality. Dle švýcarské studie probíhá lov sovy pálené v širokém spektru habitatů s různorodou strukturou vegetace, dostupností kořisti a různým režimem obhospodařování. Preferují pásy kvetoucích rostlin a extenzivní louky, což jsou jedny z nejméně zastoupených biotopů v krajině nejen ve Švýcarsku, ale i jinde. Neloví přitom v lesích, na polích s kořenovou zeleninou a bramborami. Místa k dennímu odpočinku volí ve stavbách, ve dne odpočívají mimo stavby jen ojediněle. Noční odpočinková místa volí naopak v krajině, nejčastěji v extenzivních loukách následovaných intenzivními loukami a pastvinami (Séchaud et al. 2021).

Z telemetrických studií víme, že sovy nevyužívají své okolí rovnoměrně. Mají oblíbená loviště, při přeletěch se pohybují zpravidla přímo. V hnízdní době tráví denní odpočinek v blízkosti hnízda, noční místa odpočinku jsou rozptýlenější v rámci celého okrsku (Roulin 2020). Užitečnost telemetrických studií je nesporná, nicméně je třeba mít na zřeteli, že sovy pálené zejména v centrální Evropě dnes prakticky nežijí v ideální pestré zemědělské krajině, neboť té je v intenzivních agrocenózách naprostý nedostatek.

Pro životní prostředí sovy pálené je klíčová přítomnost drobných krajinných prvků (meze, stromořadí, vodní plošky, mokřady atp.), přičemž jejich distribuce by měla být v rámci okrsku spíše rozptýlená než koncentrovaná. Významný může být také reliéf, který díky rozvlněnému charakteru zajišťuje různorodé vlhkostní poměry a s tím související rozmanitost v obhospodařování (de Bruijn 1994). Dle Barn Owl Trust (2012) by se ideální potravní okrsek měl skládat z více než 50 % z extenzivních až neobhospodařovaných trávníků s dalšími roztroušenými potravními biotopy, jako jsou pole s chemicky neošetřovanými

jařinami s ponechávanými zimními strništi. Důležitá je přítomnost roztroušených stromů a porostů křovin, které poskytují dostatek úkrytů a potravu pro rozmanité druhy kořisti a snižují tak negativní efekt poklesů početnosti hraboše polního (*Microtus arvalis*) během jeho populačních cyklů. Významný je dostatek vyvýšených míst pro odpočinek a rozhled při lovu. Na každých sto hektarech by mělo být bezpečné místo k hnízdění s vhodnými blízkými místy k odpočinku. De Bruijn (1994) dále uvádí, že okolí hnízdišť by mělo být ideálně obklopeno neudržovanými plochami se starými stromy (např. venkovské dvorky, sady, klášterní zahrady atp.).

### Disperze a domovské okrsky

Ve střední Evropě je sova pálená stálým až přelétavým druhem. Má však sklony k potulkám a přesídlování v nejrůznějších směrech, někdy i do míst poměrně vzdálených od hnízdiště. Většina ptáků, mladých i starých, zůstává věrná místu hnízdění po celý rok (přesuny do 20 km). Mladí ptáci se po opuštění hnízda vydávají všemi směry a mohou urazit značné vzdálenosti, i přesto 86 % mláďat nepřekoná vzdálenost 100 km od místa narození. K disperzi dochází zpravidla na podzim. Hnízdní fidelita dospělců je poměrně vysoká (Cepák et al. 2008).

V případě sovy pálené nelze hovořit o teritoriích, neboť si ho jedinci zpravidla nehaní. Okrsky sov pálených se mohou překrývat jak mezi partnery, tak konspicivními jedinci. Velikosti domovských okrsků (potravních okrsků) zkoumala řada studií. Na území ČR se pokusil o odhad velikosti okrsků Vondráček & Vlček (1975), kteří na základě složení potravy a její dostupnosti v okolí hnízdiště stanovili minimální velikost domovského okrsku na 40 ha. Jak ukazují další studie, byl to odhad velmi podhodnocený.

Zřejmě nejrozsáhlejší studie (zahrnující telemetrická sledování 72 samců a 69 samic v intenzivně využívané krajině západního Švýcarska) odhalila průměrnou velikost okrsků 6,6 km<sup>2</sup> s velkými rozdíly mezi jedinci (0,96–25,46 km<sup>2</sup>; Séchaud et al. 2021). Tyto údaje odpovídají i ostatním studiím např. z Německa, Velké Británie nebo Portugalska, kde se velikost okrsků pohybovala v řádu stovek hektarů (Brandt & Seebass 1994, Taylor 1994, Grilo et al. 2012). Při lovu jsou sovy schopny zalétat i do vzdálenosti kolem 4 km, většinou však loví do vzdálenosti 1 km od hnízdiště. V době hnízdění mají samice menší okrsky než samci. Jakmile jsou mláďata vyvedena, rodiče ztrácejí úzkou vazbu na místo hnízdění a jejich okrsky se zvětšují. Je to snad dáno menší potřebou intenzivního lovu v lokalitách bohatých na kořist, nebo také méně početnou kořistí v chladnějších částech roku, kterou je nutné hledat v širší krajině (Roulin 2020). Sovy také nejsou v mimohnízdni době prostorově fixovány rodičovskými povinnostmi.

### Potrava a způsob lovu

Sova pálená je specializovaným predátorem drobných savců otevřené krajiny (Barn Owl Trust 2012). Kromě hlodavců a hmyzožravců loví také netopýry, ptáky, obojživelníky i hmyz. Zastoupení jednotlivých skupin a druhů se liší napříč Evropou (Roulin 2020). V ČR tvoří drobní savci přes devadesát procent kusů kořisti, přičemž hraboš polní je loven nejčastěji (kolem 70 % dle četnosti; Hudec & Štastný 2005). Dále jsou v potravě často zastoupeny myšice (*Apodemus* sp.), rejsek obecný (*Sorex araneus*) a myš domácí (*Mus musculus*; Poprach 2010). Význam hraboše polního pro sovu pálenou potvrzuje řada výzkumů. Velikost potravních okrsků kolísá v závislosti na početnosti populace hraboše polního (Horváth et al. 2018). Početnost hraboše



polního má v centrální Evropě vliv na velikost snůšky, úspěšnost vyvedení mláďat (Horváth et al. 2020) i procento zahnízdívších párů. V době nedostatku to může být pouhých 40 % (Schönfeld & Girbig 1975, Poprach 2010). Počet hnízdění v roce je také závislý na početnosti drobných savců (Hudec & Šťastný 2005).

Potravu loví sova pálená v noci, v případě potřeby je však schopna aktivovat i ve dne. Loví nejraději v místech, kde je kořist nejlépe přístupná a detekovatelná. Loví za pozvolného letu nízko nad zemí. Švýcarské výzkumy ukázaly, že samci během hodiny shánění potravy pro mláďata uletí vzdálenost pěti kilometrů a během jediné noci nalétají až 53 km. Při lovu létají průměrnou rychlostí 18 km/h a po úspěšném úlovku odnášejí potravu mláďatům průměrně rychlostí 25 km/h (Roulin 2020).

Svou specializací na hraboše polního může být sova pálená významným pomocníkem zemědělských hospodářů při regulaci početnosti polních škůdců. Roulin (2020) odhadl pro podmínky Francie přibližnou spotřebu drobných hlodavců u jednoho páru (včetně potomků) za jeden rok na 5–7 tisíc kusů. Odhad pro Českou republiku by vzhledem k chladnějšímu klimatu, tedy vyšší energetické náročnosti metabolismu, mohl být i vyšší.

## Reprodukce

Sova pálená disponuje mimořádnými reprodukčními schopnostmi. U druhu se setkáváme s pravidelnými druhými snůškami, a to zejména v době dostatku hrabošů polních (de Bruijn 1994). Dvě snůšky jsou přítom u dravců a sov vzácností. Sova pálená má přítom relativně dlouhou dobu hnízdění. V zajetí je schopna hnízdit i šestkrát do roka. Ve volné přírodě dochází ojediněle i ke třetím hnízděním. Přestože např. v Německu a Švýcarsku v některých

letech hnízdí dvakrát až 65 % párů, dvakrát v jediné sezóně zahnízdí v průběhu života jen necelá čtvrtina sov (Roulin 2020). Poprach (2010) uvádí pro období 1998–2007 dvě hnízdění v jednom roce u 1,6–48,8 % párů (průměrně 27,2 %, lokální maximum však přes 80 %). Páry, které zahnízdí dvakrát, vyprodukují průměrně téměř dvakrát více mláďat než páry hnízdící jen jednou (Roulin 2020). Velmi úspěšné páry mohou dvojím hnízděním vyprodukovat až 17 mláďat za rok (Poprach 2010).

Počátek hnízdění určují klimatické podmínky a dostupnost potravy. Páry hnízdící dvakrát v sezóně začínají první snůšku průměrně o měsíc dříve než páry s jednou snůškou (Roulin 2020). Tok sovy pálené probíhá v ČR především v březnu, začínat však může i dříve. Hnízdo bývá umístěno na nepřístupných místech ve stavbách. Počátek snášení u prvních snůšek spadá na první dekádu dubna, ojedinělé záznamy existují však již z února. První snůška může začít také výrazně později (Hudec & Šťastný 2005). Při optimálních potravních podmínkách začínají výjimečně druhá hnízdění kolem druhé poloviny května, nejvíce však v srpnu a začátkem září, opět však existují extrémní případy, např. počátek snůšky v třetí dekádě listopadu (Poprach 2010).

Vejce jsou snášena ve dvoudenních až několikadenních intervalech. Průměrný počet vajec v úplných snůškách je v ČR 6,22 (s rozmezím 1–15). Samice sedí sama a samec ji krmí. Doba sezení je 30–34 dnů. Průměrně jsou na hnízdě čtyři mláďata. V šedesáti dnech dosahují vzletnosti (Hudec & Šťastný 2005). Ve věku 80–100 dnů se osamostatňují (Poprach 2010). Pokud mají sovy v dosahu vhodné další hnízdiště, samice se před vylétnutím mláďat z první snůšky přesouvá a zahajuje druhé hnízdění jinde (Béziars & Roulin 2016). Samec pak

musí dělit své povinnosti mezi krmení mláďat a sedící samici. Pohlavní dospělosti dosahují mladí ptáci v necelém roce života (Hudec & Šťastný 2005, Poprach 2010, Roulin 2020).

Hnízdní úspěšnost (tj. podíl hnízd s alespoň jedním vyvedeným mládětem) se v ČR mezi lety 1998 a 2007 u prvních snůšek pohybovala mezi 81,6 % a 98,4 % a druhých snůšek mezi 84,1 % a 100 % (Poprach 2010). Osmnáct procent neúspěšných prvních snůšek bylo v důsledku úhynu mláďat buď přímo v budce, nebo po vypadnutí z ní, 6 % ztrát bylo v důsledku predace kunou, ale nejčastěji byly nalézány snůšky opuštěné bez zjevné příčiny. Analýza celoživotní reprodukční úspěšnosti více než patnácti set jedinců sovy pálené ze švýcarské populace z let 1990–2017 ukázala, že hnízdící jedinec sovy pálené (bez závislosti na pohlaví) vyprodukuje za života nejčastěji 6–10 vajec, přičemž vyvést se mu podaří 1–5 mláďat (Roulin 2020).

U sovy pálené jsou známy případy polygynie. Samec může mít dvě samice, každou s vlastní hnízdní lokalitou, nebo mohou jeho samice hnízdit ve stejné lokalitě, dokonce ve stejné hnízdní budce (Roulin 2020). Polygynie je však zřejmě poměrně vzácná (v rádech procent hnízdicích samců). Na druhou stranu přímá polyandrie byla pozorována pouze v zajetí, a to v případě dvou párů držných v jedné voliěře. Sukcesivní polyandrie je však ve volné přírodě dobře známa. Dochází k ní v případě velkých prvních snůšek, kdy samec není schopen krmit současně mláďata z první snůšky a začínat druhé hnízdění. Samice může v takovém případě zahnízdit s jiným samcem, který je prostý rodičovské péče. Dezerce partnera pečujícího o potomky však může mít i jiné příčiny, např. časová omezení daná délkou příhodných podmínek pro druhá hnízdění, snahou zaměřit samci z prvního hnízdění dělit jeho

povinnosti mezi dvě rodiny aj. U sovy pálené známe také případy mimopárové paternity. Údaje ze švýcarské populace však naznačují, že se jedná pouze o nižší procenta hnízd. Svazky sov pálených se také mohou rozpadat. Příčinou může být nízká reprodukční úspěšnost nebo mladý věk samce. Soudržnost párů mezi lety není nikterak velká. Přes osmdesát procent párů vydrží jen jednu hnízdní sezónu (Roulin 2020).

### **Přežívání a mortalita**

K nejvyšším ztrátám u sovy pálené dochází v zimních měsících. Úmrtnost juvenilů i adultů může výrazně kolísat v závislosti na tuhosti zim a početnosti hrabošů. V případě juvenilních jedinců se může pohybovat dokonce mezi 55–100 % (Schönfeld 1974, Schönfeld et al. 1977, Taylor 1989).

První přezimování mladých jedinců je nejkritičtější, přičemž ptáci z pozdějších hnízdění jsou nejzranitelnější (Cepák et al. 2008). V případě juvenilů uvádí Roulin (2020) jako nejkritičtější životní fázi sov pálených dobu osamostatňování. V Nizozemí nejvíce juvenilních ptáků hyne od září do listopadu (44 % nálezů), další pak od prosince do února (33 % nálezů; de Bruijn 1994). K obdobným závěrům dochází Barn Owl Trust (2012) pro Británii, kdy z odhadovaných 8 tis. vyvedených mláďat ročně uhynie během prvního roku 6 tis. jedinců. Odhad přežití jednoho roku u juvenilů zde činí 25 %, u adultů 63 % (Percival 1990). Ze švýcarských dat z let 1990–2002 Altwegg et al. (2003) odhadl naději na přežití jednoho roku u juvenilních ptáků na 17 % a u adultů na 72 %.

Poprach (2010) uvádí u sov z našeho území, že 37,6 % mláďat z první snůšky a 64,7 % z druhé snůšky uhynie během 180 dní od kroužkování (jen kroužkování a nalezení jedinci). Před dovršením

prvního roku života uhynie 70,1 % mladých jedinců z první snůšky a 81,5 % z druhé snůšky. V druhém roce života pak uhynie 19,1 % z první snůšky a 8,4 % z druhé snůšky. V dalších letech života mortalita klesá (Poprach 2010). Dle Barn Owl Trust (2012) se většina sov nedožije více než 18 měsíců, přičemž ty, které přežijí první rok života, se dožívají zpravidla kolem čtyř let. Dle analýzy zpětných odchytů ptáků kroužkovaných na hnízdech jako mláďata lze rámcově odhadnout distribuci věkových kategorií v populaci českých sov pálených (Poprach 2010). Z výsledků lze hrubě odhadnout, že přibližně 2/3 ptáků v populaci tvoří jedno-roční ptáci. Necelá čtvrtina sov je dvouletá. Tříleté sovy jsou zastoupeny jen v 6 % a čtyřletých je ještě o něco méně. Ptáci starší čtyř let jsou v populaci vyslovenou vzácností. Pro území ČR uvádí Cepák (2008) nejvyšší známý věk u volně žijící sovy pálené osm let a pět měsíců. Roulin (2020) uvádí věk nejstarší známé volně žijící sovy pálené 23 let.

Z výše uvedeného je patrné, že schopnost přežít první rok života je u sov pálených dramaticky nízká, celková mortalita pak velmi vysoká. Ve srovnání s jinými druhy sov obdobných rozměrů (puštíků obecných *Strix aluco*, kalous ušatý *Asio otus*) trpí sova pálená velkou mortalitou (Roulin 2020), která je bez výrazné nadsázky srovnatelná dokonce s pěvcí. Příčiny vysoké mortality jsou uvedeny v následující kapitole.

### Příčiny ohrožení druhu

Dramatický úbytek sovy pálené v posledních desetiletích je nejen na našem území důsledkem několika faktorů. Hlavními faktory jsou přeměna pestré zemědělské krajiny na monokulturní, intenzivně využívané agrocenózy, ztráta hnízdních možností a úhyny při srážkách s dopravními prostředky. Rozrůstání lidských sídel, úhyny

ve vertikálních pastech a intoxikace hrají také důležitou roli. Oslabené a početné populace následně o to více trpí přirozenějšími negativními vlivy, jako jsou tuhé zimy nebo nedostatek potravy (Martínez & Zuberogoitia 2004, Poprach 2010, The Barn Owl Trust 2012, BirdLife International 2019, Roulin 2020).

Mozaikovitá krajina s přítomností drobných krajinných elementů poskytuje početnější, rozmanitější a stabilnější zdroje potravy pro predátory (např. Szacki et al. 1993, Bryja & Zukal 2000, Tattersall et al. 2002, Michel et al. 2006, Šálek et al. 2010, Tönisalu & Väli 2022). Přeměna tradiční venkovské krajiny v České republice proběhla v druhé polovině dvacátého století velmi dramaticky. Do konce osmdesátých let u nás zaniklo zhruba 800 000 kilometrů mezí, 120 000 kilometrů polních cest, 35 000 hektarů hájků, lesíků a remízů, došlo k odstranění 30 000 kilometrů liniové zeleně (Vašků 2011). Role drobných krajinných struktur pro existenci ptačích populací vč. sovy pálené je velmi dobře známa (Martiško 1999, Zámečník 2013, 2015). Řada autorů ukazuje na souvislost mezi ztrátou jemné mozaiky krajiny a početností sovy pálené (Poprach 2010, Barn Owl Trust 2012, Roulin 2020). De Bruijn (1994) uvádí z Nizozemí jako vhodné prostředí pro sovu pálenou relativně otevřenou krajinu s mnoha drobnými krajinnými elementy. Mezi ty patří řady stromů, sady, meze, malé lesíky, mokřady, příkopy atp. Vyzdvihuje význam méně obhospodařovaných ploch. Za kritické pro sovu pálenou považuje zastoupení liniových struktur rozdělujících velké jednotvárné plochy (liniová zeleň, meze atp.) nižší než dva kilometry na kilometr čtvereční. Jako přijatelné vnímá hodnoty mezi třemi až pěti kilometry. V klíčových oblastech pro sovu pálenou by mělo být usilováno o více než pět kilometrů liniových struktur na kilometr čtvereční.



K obdobným závěrům došli ve Velké Británii (Taylor 1998, Barn Owl Trust 2012). V důsledku historické devastace naší krajiny se s takto pestrou krajinou v České republice setkáme už jen zřídka.

Jak již bylo uvedeno výše, v podmínkách České republiky tvoří vyšší desítky procent potravy sovy pálené hraboš polní, přičemž fluktuace jeho početnosti přímo ovlivňuje velikost okrsku a reprodukční úspěšnost (Horváth et al. 2018, 2020). Populace hraboše polního vykazují výrazné fluktuace početnosti, kdy během 2–5letých cyklů může kolísat početnost na hektar mezi několika jedinci až nižšími tisíci jedinců (Anděra & Gaisler 2012). V době zhroutení populace hrabošů přichází sova pálená o dominantní složku potravy. Řada prací však naznačuje, že je schopna přizpůsobovat druhové složení kořisti nedostatku hrabošů (Cooke et al. 1996, Bernard et al. 2010, Veselovský et al. 2017). V kritické době kolapsu populace hraboše polního se tak zvyšuje význam krajinných prvků se stabilnějšími a rozmanitějšími populacemi drobných savců, než je tomu uvnitř rozsáhlých monokultur s dominancí hraboše polního a jeho výraznou fluktuací.

Ve srovnání s jinými predátory sova pálená výrazně trpí chladným počasím. Katastrofické redukce populací jsou u ní velmi dobře známy v době tuhých zim (Altwegg et al. 2006, Chausson et al. 2014). Je to zřejmě důsledkem několika faktorů. Sovy pálené mají nižší schopnost akumulovat tukové zásoby v průběhu zimy (Poprach 2010). Současně mají ve srovnání s dravci tolerujícími zimu menší množství peří a jsou jedním z mála druhů sov mírného pásu, které nemají opeřené nohy. Právě touto cestou ztrácejí velké množství tepla. V období s nízkou teplotou a nedostatkem potravy je pro svou pálenou obtížné udržet bazální metabolismus (Roulin 2020). De Bruijn (1994) uvádí jako limitující trvání

sněhové pokrývky 40 dní s hloubkou 7 centimetrů. Poprach (2010) shrnuje, že pokud je sněhová pokrývka vyšší než sedm centimetrů a trvá déle než jeden až dva týdny, ocitá se sova pálená v kritické situaci. Po jednom týdnu dochází k úhynům juvenilních ptáků, po dvou týdnech ptáků starších. Nedostatek potravy hraje zřejmě v době silných zim klíčovou úlohu. Sovy jsou totiž schopny přežít i tvrdší zimy, pokud mají dostatek alternativní kořisti a klimatické zázemí v podobě vhodných úkrytů. Poprach (2010) dále uvádí, že pokud je sníh do 3 centimetrů, sovám páleným se loví lépe, neboť hraboši běhají po povrchu, nikoliv pod sněhem. Kombinace tuhých zim s vysokou sněhovou pokrývkou a nedostatkem potravy má pro sovy pálené katastrofální následky. Po takovýchto zimách může trvat řadu let, než dojde k obnově populace (Poprach 2010).

Pro udržení populace jakéhokoliv ptačího druhu je nezbytná přítomnost vhodného hnízdního prostředí. V případě sovy pálené na našem území celou problematiku shrnul vyčerpávajícím způsobem Poprach (2020). Neblahý vliv na hnízdiště v tradičních zemědělských stavbách měla kolektivizace, kdy docházelo k rušení starých stavení a budování nových družstevních komplexů. V případě sakrálních staveb docházelo v posledních dvou dekáдах dvacátého století k opravám kostelů a kaplí a jejich uzavírání (zejm. kvůli holubům). Sovy pálené hnízdící na nepřístupných místech v těchto stavbách tak přišly o přístup na hnízdiště. Přibližně od počátku nového tisíciletí již většina sov pálených hnízdí v zemědělských objektech. Zde však také dochází k chátrání a likvidaci řady staveb s tradičními hnízdišti sovy pálené. Modernizace zemědělských provozů vede opět k vytváření podmínek nevhodných pro hnízdění sovy pálené. S problematikou hnízdišť souvisí také

jejich bezpečnost před rušením, resp. potenciálními predátory. V případě sovy pálené, která hnízdí ve stavbách, představují zásadní problém synantropizované kuny skalní (*Martes foina*), jež začaly pronikat do lidských sídel od osmdesátých let minulého století. Dle informací uváděných Poprachem (2010) přítomnost kun skutečně koliduje s hnízděním sovy pálené. Efekt může být buď přímou predací, nebo jen samotnou přítomností kuny skalní na potenciálním hnízdišti. Další nebezpečný faktor na hnízdišti představují různé pasti. Sovy mohou být uvězněny na hnízdišti při zavření jediného vletového otvoru. Velké riziko přináší různé vertikálně umístěné roury, komíny nebo ventilátory. Dalším problémem jsou nádrže naplněné různorodými tekutinami (např. melasa), barely s vodou atp. Všechny tyto pasti představují pro sovu pálenou závažné riziko (Poprach 2010) a při analýze známých úhynů sovy pálené v ČR tvořily úhyny ve vertikálních pastech 26 % ze 762 známých úhynů (Šálek et al. 2019).

Kolize a úhyny v důsledku autodopravy u sov pálených strmě narůstaly v průběhu dvacátého století v řadě států a zřejmě pokračují i do současnosti (Poprach 2010, Barn Owl Trust 2012, Roulin 2020). Na svědomí to má zjevně zvyšování hustoty silniční sítě a neustále narůstající množství automobilů. De Bruijn (1994) uvádí kolizi s automobily jako nejvýznamnější příčinu známých úhynů sovy pálené v Nizozemí, Berg & Ille (2002) v Rakousku, The Barn Owl Trust (2012) ve Velké Británii nebo Šálek et al. (2019) v České republice. Hindmarch et al. (2012) uvádí intenzitu dopravy a délku dálnic do jednoho kilometru od hnízdiště jako nejzávažnější ze studovaných faktorů pro lokální vymizení sovy pálené. Dle Barn Owl Trust (2012) uhynie ročně v Británii na silnicích 3–5 tisíc sov pálených (ročně zde hnízdí přibližně

3,5 tis. párů). Roulin (2020) shrnuje, že ve Francii uhynie na silnicích každoročně přibližně dvacet tisíc sov pálených. Neustále se zvyšující nebezpečí pro sovy pálené ukazuje fakt, že vzdálenost mezi místem narození a úhynem mladých jedinců se v Evropě zmenšila ze 47 km na 7,5 km během 85 let (Roulin 2020). Ramsden (2003) odhadl, že na dálnicích uhynie 450 × více sov pálených než na malých silnicích. Z publikovaných prací vyplývá, že nejnebezpečnější jsou skutečně silnice vyšších tříd. Sova pálená létá nízko při zemi, a proto jsou vyvýšené silnice bez bariér typu křovin nebo stromů nejnebezpečnější. Problémem jsou také lemy silnic, neboť mají často charakter trávníků, které mohou být refugií výskytu kořisti v krajině (Massemín et al. 1998, de Jong et al. 2018). Přestože se zdá, že sova pálená se vyhýbá dálnicím v době vyššího provozu, v době s nižším provozem je může vyhledávat. Ke kolizím dojde průměrně po 111 přeletích sovy pálené přes dálnici. Na dálnicích hynou nejčastěji nedospělí jedinci. Nejvíce úhynů nastává v pozdním podzimu a v zimě, tedy v době velkých přesunů subadultů, nebo v době nedostatku potravy, kdy se potravní okrsky sov pálených zvětšují (Grilo et al. 2012, Grilo et al. 2014).

Intoxikace představuje další ožehavý problém, často skloňovaný v souvislosti s predátory zemědělské krajiny, sovu pálenou nevyjímaje (Poprach 2010, Barn Owl Trust 2012, Roulin 2020). Toxinů, jež se mohou dostat do těla sovy pálené, je nespočet, stejně jako u všech ostatních organismů žijících v prostředí zatíženém vedlejšími produkty industriálních aktivit. Sovy jsou nejčastěji kontaminovány prostřednictvím své potravy. U naprosté většiny polutantů není přesně znám jejich vliv na biotu, resp. případný synergický efekt s jinými toxickými látkami. Ovlivněny mohou být všechny orgánové soustavy i životní projevy. V případě

predátorů, jako sova pálená, je ohrožení o to větší, neboť díky postavení v potravním řetězci dochází k bioakumulaci toxických látek. Intoxikovaní jedinci mohou být v určitém směru negativně ovlivněni, což může zvyšovat pravděpodobnost úhynu z jiných příčin, než je přímá otrava. Sovy pálené mohou být intoxikovány např. retardanty hoření, používanými v plastech, textilních látkách atp. (Eulaers et al. 2014), polyaromatickými uhlovodíky přítomnými ve znečištěném ovzduší (González et al. 2002), insekticidy neonikotinoidy (Humann-Guillemint et al. 2021) nebo těžkými kovy (Denneman & Douben 1993). Naprosto zásadní riziko jistě představují rodenticidy. Trávení hlodavců v zemědělských objektech nebo přímo v agrocenózách vede k sekundárním otravám dravců včetně sovy pálené. Intoxikovaní hlodavci mohou přežívat v závislosti na užitém jedu a míře expozice hodiny až dny. Pokud jsou v této době chyceni sovou pálenou, dochází k její sekundární intoxikaci. Otravy rodenticidy u dravých ptáků včetně sovy pálené byly prokázány v řadě zemí (Newton et al. 1994, Saravanan & Kanakasabai 2004, Poprach 2010, Shore et al. 2017, BirdLife International 2019).

### **Návrh opatření pro ochránářské aktivity ve prospěch sovy pálené**

Výše uvedenou syntézu dosavadních poznatků o ekologii a ochraně sovy pálené významnou měrou ovlivnily rozsáhlé zkušenosti předních ochránců a výzkumníků, které byly již publikovány v ucelených monografiích ve Velké Británii (Barn Owl Trust 2012), Švýcarsku (Roulin 2020) nebo České republice (Poprach 2010). Na jejich základě lze definovat principy a pravidla, která je vhodné při podpoře sovy pálené dodržovat, ať už v rámci záchranného programu, regionálních akčních plánů,

případně nekoordinovaného úsilí jednotlivců.

**1. Přítomnost vhodných zemědělských stavení** k instalaci budek představuje rozhodující faktor pro obnovu hnízdních možností. Sovy pálené v ČR v současné době upřednostňují zemědělská stavení s budkami na úkor sakrálních staveb s budkami.

**2. Historický a recentní výskyt** poskytuje vodítko při vymezování území pro podporu sovy pálené. V počátečních fázích podpory sovy pálené by vzdálenost hranice zájmového území od lokality se známým současným nebo historickým výskytem neměla přesáhnout čtyři kilometry. Tato vzdálenost je v souladu s nejdelšími zálety sovy pálené v rámci potravního okrsku a v souladu s pravidlem, že by budky měly být vyvěšovány jako náhrada zaniklých hnízdišť. V případě úspěchu a možností lze oblast dále rozšiřovat.

**3. Nadmořská výška** představuje důležitý faktor pro výskyt sovy pálené v ČR. Většina populace dnes hnízdí v budkách v nižších a středních polohách. Pro volbu lokalit je vhodné zohlednit současnou i historickou altitudinální distribuci hnízdišť a soustředit se spíše na střední a nižší polohy dřívějšího výskytu.

**4. Silniční doprava** zásadním způsobem zvyšuje mortalitu u sovy pálené. V souladu s poznatky zahraničních autorů by vzdálenost zamýšleného hnízdiště od dálnic a silnic první třídy měla být minimálně jeden kilometr. V rámci této vzdálenosti od hnízdišť je vhodné podél silnic iniciovat výsadby doprovodných dřevin, které snižují riziko kolizí.

**5. Struktura krajiny** tvoří důležitou proměnnou pro přítomnost sovy pálené. Na základě dostupné literatury se zdá být rozumné stanovit 2 km/km<sup>2</sup> liniových struktur (meze, remízy, stromořadí, břehové linie, okraje lesa atp.) jako minimální délku přijatelnou pro

zamýšlenou lokalitu. Vhodná délka těchto krajinných prvků by se měla pohybovat mezi 3–5 km/km<sup>2</sup> (de Bruijn 1994). V případě zdrojových populací pro šíření sovy pálené, případně lokalit pro sovu pálenou prioritních by bylo vhodné usilovat i o vyšší zastoupení. Délku těchto struktur lze orientačně odhadnout pro idealizované okrsky kruhového tvaru se středem v zamýšleném hnízdišti a rozlohou 6 km<sup>2</sup>.

**6. Tvorba drobných krajinných struktur** může v krajině velmi pomoci nejen sově pálené. Pokud existuje možnost ovlivnit jemnou mozaiku krajiny, je velmi žádoucí navracet do krajiny solitérní stromy, stromořadí, meze, extenzivně obhospodařované louky atp. Velmi žádoucí je implementace dostupných nástrojů zemědělské dotační politiky pro podporu biodiverzity, které fragmentují velké plochy orné půdy na plochy s nechemickými pásy, lady atp. Zajímavou možností může být vhodné využití rozvíjejícího se agrolesnictví. Tyto hospodářské praktiky, i když zpravidla v různé míře dočasného charakteru, mohou významně zvýšit mozaikovitost krajiny, a tak vytvořit vhodné potravní okrsky pro sovu pálenou.

**7. Snižování chemického zatížení krajiny** by mělo být obecným celospolečenským zájmem. V rámci aktivit pro podporu sovy pálené je třeba vést důslednou osvětu veřejnosti a krajinných hospodářů v rizicích spojených s užíváním polutantů, která jsou vždy v jisté míře přítomna. Efekt na lidskou populaci a biotu obecně není nikdy dostatečně prozkoumán, a tedy ho nelze vyloučit. V případě sovy pálené je třeba akcentovat nevhodné užívání zejména rodenticidů. Vyzdvihování významu dravců a sov a udržování jejich vysokých populačních hustot, jako řešení gradací polních škůdců, musí být integrální součástí ochranných snah.

**8. Tvorba bezpečných hnízdních možností** představuje hlavní aktivitu při podpoře sovy pálené. Spočívá ve vyvěšování bezpečných budek. Nejedná se přitom jen o jejich výrobu a instalaci, ale také o jejich dlouhodobou údržbu a monitoring. De Bruijne (1995) navrhuje pro nevhodnější jádrové oblasti ochranného úsilí až 10–20 budek na 25 km<sup>2</sup>, Barn Owl Trust (2012) pak obdobně jedno vhodné hnízdiště na 100 hektarů. Roulin (2020) doporučuje věšet budky v párech pro možný překryv prvního a druhého hnízdění. Jednotlivé páry budek by měly být vzdáleny alespoň 300 metrů, aby se snížilo případné riziko konkurence o potravu mezi sousedícími páry. Parametry budek se však liší podle různých zdrojů. V ČR je nejběžněji využíván model budky s rozměry 100 × 45 × 45 cm (Poprach 2010). Jedná se o osvědčené budky, nicméně s jednou nevýhodou. Vletový otvor je posazen ke spodní hraně. Umístění při spodní straně budky generuje určité riziko pro mláďata, která mohou z budky vypadnout a následně uhynout v důsledku zranění, predace nebo vyhladovění. Dle The Barn Owl Trust (2012) tvoří 94,5 % vypadlých mláďat právě odchovanci z budek s otvorem umístěným u dna budky. Riziko vypadnutí však může být poměrně malé (K. Poprach in litt.). Vletový otvor budky lze umístit také ke stropní části budky, což může řešit vypadnutí mláďat do jednoho měsíce věku (ve výše uvedených parametrech). Roulin (2020) uvádí právě takové umístění otvoru, ale s poněkud jinými rozměry budky (60 × 45 × 60 cm). Budka je tedy vyšší, ale má menší půdorys než budka nejčastěji užívaná v ČR. Zřejmě nejideálnějším řešením by byla budka o rozměrech 100 × 45 × 60 cm s horním otvorem. Nicméně praktičnost budky s takovými rozměry až z pohledu vlastní instalace, či z pohledu ochoty vlastníka budovy dát k instalaci

souhlas, je třeba vyzkoušet. Na území kontinentální Evropy představuje závažný problém predace budek zejména kunou skalní. Právě kuna skalní je hlavní příčinou, proč není pro české podmínky vhodný „britský typ budky“ s volným vchodem a cvičnou „rampou“ pro pohyb mláďat vně budky. Budky musí mít vchod zabezpečený proti vstupu kun. Vstupu lze zamezit důsledným oplechováním vchodu, které kuna nepřekoná. Pro vlastní instalaci budek je třeba dodržovat několik základních pravidel:

- umísťovat do budov s trvalým vhodným otvorem pro přístup o velikosti min. 12 × 25 cm (šířka × výška) a výškou otvoru nejméně tři metry nad zemí
- vstupní otvor do budovy by měl být z otevřené (nejlépe zemědělské) krajiny a na té straně budovy, kde není příliš rušno
- před vstupním otvorem do budovy by neměly být blízké překážky, např. stromy nebo budovy
- výška umístění budky by měla být min. tři metry, optimálně pět a více metrů
- budku umísťovat tam, kde nebude docházet k přehřátí
- vstup do budky by měl směřovat k vstupnímu otvoru do budovy s přímou letovou cestou bez překážek
- před vstupem do budky nesmí být objekty, z nichž by mohla doskočit kuna
- na dno budky umístit suchý organický substrát (např. piliny)
- budky na sovu pálenou by neměly být instalovány do stejných budov, jako budky pro sýčka obecného, neboť může dojít k mezidruhové predaci

**9. Zajištění technických pastí,** které způsobují úhyny sov pálených, by mělo představovat nedílnou součást podpory sovy pálené nejen v hnízdních objektech, ale i v širším okolí. Může se jednat o nádrže s melasou, případně

další nádoby s nějakým typem tekutiny, včetně barelů s dešťovou vodou, v nichž mohou ptáci utonout. Další typy nebezpečných pastí představují vertikální potrubí, komíny, větrací šachty atp.

**10. Spolupráce s místními hospodáři a vlastníky zemědělských objektů** je naprosto nezbytnou součástí podpory populace sovy pálené. V rámci jednání s hospodáři je třeba domlouvat vyvěšování budek, informovat o průběhu i výsledcích vynaloženého úsilí. V neposlední řadě tvoří důležitou součást spolupráce rozšiřování povědomí o krizi bioty zemědělské krajiny a možnostech nápravy současného stavu. Dobré vztahy s hospodáři mohou vést i k pomoci při kontrolování obsazenosti lokality, což může výrazně usnadnit dlouhodobou udržitelnost podpory sovy pálené.

**11. Dostupnost a ucelenost zájmového území** vytváří určující faktor jakéhokoliv ochrannářského úsilí, má-li být dlouhodobě udržitelné.

## Závěrem

Žijeme v době dramatických změn, kdy jsme svědky nebývalých klimatických jevů, úbytku biodiverzity a nárůstu civilizačních onemocnění souvisejících s polutanty a nekvalitní stravou. Všechny tyto jevy působí na veřejnost, která chce stabilnější a zdravější životní prostředí, lokální nechemické potraviny a regionální farmáře s blízkým vztahem ke krajině. Ochrannářské aktivity bychom měli vnímat v takto širokém kontextu, který nám dává do rukou pádné argumenty, jež ochrana přírody nikdy neměla. Charismatická, teplomilná a na pestrou krajinu vázaná sova pálená patří k nemnoha u nás ohroženým druhům, které mohou představovat deštníkový druh nejen ochrany biodiverzity v měnící se krajině českého venkova. Z prezentovaných poznatků je patrné, že disponujeme dostatečnými informacemi potřebnými



k tomu, abychom jí pomohli. Národní záchranný program nebo regionální akční plány mohou být pro sovu pálenou řešením. Tato syntéza přináší základní podklady pro jejich přípravu.

## PODĚKOVÁNÍ

Děkuji dvěma anonymním recenzentům za připomínky k rukopisu.

## SUMMARY

*In the Czech Republic, the Barn Owl (Tyto alba) belongs to critically endangered species whose population decline started during the second half of the 20<sup>th</sup> century. The most recent Atlas of Breeding Birds in the Czech Republic, covering the years 2014–2017 reports 160–240 breeding pairs. In this period, most of the Czech population bred in nest boxes which were installed mostly in farming facilities.*

*The Barn Owl is a predator inhabiting open and semi-open landscape. It prefers lower or medium altitudes with fine patchwork of diverse countryside habitats. Intensively used large-scale agriculture lands without field margins, scattered scrub, and tree lines, streams, orchards etc. are not suitable especially when safe nesting places at farms are missing. In Central Europe it is a non-migratory species. Adults undertake only short movements, fledglings show radial dispersion even to larger distances. The Barn Owl is usually not territorial. Sufficient amount of prey-rich hunting grounds is crucial for the survival of a local population. Home range size may vary significantly, but in general, hundreds of hectares are most common. The home range is larger outside the breeding period. The presence of safe open breeding places and resting places in farm buildings is essential for successful*

*nesting and hiding during periods of harsh weather. In Central Europe, Barn Owls prey mainly on small rodents. The Common Vole (Microtus arvalis) is the most common prey species and its population abundance affects the Barn Owl reproduction success. Specialisation on the Common Vole determines the Barn Owl as an effective tool for crop pest management. It has second broods regularly, third broods are possible but rare in the wild. In captivity the Barn Owl may breed up to six times during a single breeding season. The time needed from egg laying to fledging of the young is about four months. Despite the remarkable reproduction potential, most pairs manage to breed only once during a season and one reproductive individual produces typically between 1–5 young in lifetime. Mortality is very high during the first year of life and can reach even 100%. The ringing data from Czechia indicate that about 2/3 of the Barn Owl population consist of one-year-old birds and 1/4 of two-year-old birds.*

*There are several reasons why the Barn Owl belongs to the most endangered bird species in Central Europe. At the first place, agriculture intensification lead to destruction of countryside with a fine mosaic of various traditional farmland habitats such as field margins, old orchards, shrubland, wet meadows or tree lines. Homogenisation of agricultural landscape resulted in a decrease in areas of unproductive or extensively managed landscape fragments which play an essential role as a habitat for various prey species. As a consequence, Barn Owls are strictly dependent on the Common Vole population cycle and very vulnerable to its low numbers. In comparison to other raptor species, Barn Owls suffer significantly from harsh cold weather. Snowy winters may dramatically decrease juvenile survival. When snow*

cover is higher than few centimetres for many days and vole population is at its minimum, Barn Owls are starving and dying. Another crucial factor is the absence of safe nesting places. In the past, Barn Owls frequently used old churches, barns, and a variety of farm buildings for nesting. Today many of them do not exist any longer or became inaccessible for the owls. If there are some suitable buildings remaining, they are often occupied by the Beech Marten (*Martes foina*) which is a major Barn Owl predator. Collisions with traffic constitute a significant source of mortality. The risk of collision is higher near roads with few or no tree lines as Barn Owls fly close above the ground when hunting. Another danger is posed by various inadvertent technical traps in which Barn Owls can fall, fly or crawl and consequently die. They are commonly situated in farm buildings or their close surrounding and include water reservoirs, barrels or tanks with liquids or vertical pipes. Intoxication by pollutants is another very important issue. For raptors species, rodenticides are the most obvious problem, because they make their prey heavily contaminated, which leads to secondary intoxication and very often to the death of the predator. But there are many other toxins such as flame retardants, insecticides, herbicides, heavy metals etc. All these pollutants accumulate in biological systems including owl bodies. They often work synergistically and cause long-term health issues. To find out exact causes of such problems is generally impossible, but the presence of environmental toxins in wildlife and their potential effect must not be overlooked.

Based on the synthesis of the species biology and threats we can define the main principles for the Barn Owl conservation: 1. Presence of a suitable

farm building for nest box installation. 2. Historical or recent Barn Owl occurrence gives us a clue to determine the area for conservation action. At the first stage, borders of such area should not be further than four kilometres from known breeding places. After a success at this limited space we can expand our activity. 3. For locality selection we should consider historical and current Barn Owl regional altitudinal distribution and concentrate our activities to medium and low altitudes of the previous or current species occurrence. 4. All localities should be placed at least one kilometre from roads of higher functional classification. Tree lines should be planted along roads close to Barn Owl breeding site. 5. Two kilometres per square kilometre of linear landscape elements such as tree lines, field margins, hedges, streams and forest edges should be ensured as a minimum for a locality to be considered suitable for the Barn Owl. Three to five kilometres per square kilometre seem to be a good land patchwork. For the key Barn Owl localities these metrics should be even higher. For a particular breeding site, it can be calculated for the hypothetical home range six square kilometres in size, circular shape, with the centre at the nest site. 6. It is highly advisable to increase farmland mosaic by crop and meadow field fragmentation or initiation of extensively managed habitats such as field margins, extensively cut meadows, tree lines or scrubs. Recreation of old cart tracks with fruit trees in spacious intensive crop fields or pastured meadows could be a good example. 7. We should always spread the knowledge about the dangers of pollutants for all living organisms including humans. In the case of the Barn Owl, rodenticides should be accented the most. 8. We should put up safe nest boxes at appropriate places in

*suitable farm buildings based on available good experience. 9. We should invest significant effort to remove or safeguard all possible dangerous technical traps in which Barn Owls could die. 10. The cooperation with local farmers and building owners has a special value. We should keep good relationships with them, educate them and support them to join the Barn Owl conservation and landscape recreation. 11. We should also consider coherence and accessibility of our focus area, because it makes our effort sustainable in a long term.*

*We live in times of dramatic climate changes, biodiversity loss and rise of civilisation diseases related to pollutants and poor quality food. All these factors affect public meaning. People want healthy food without chemicals, healthier environment and regional farmers with close connection with the landscape. Our conservation effort should be perceived in this view. These days nature conservation has arguments it has never had before. Charismatic, warm-requiring and healthy-landscape-dependent Barn Owl belongs to few species which could be excellent umbrella species for countryside in today's changing environment. From this synthesis it is obvious that we have enough needed information to help Barn Owls. A national or regional species action plan could be the solution. This synthesis is the first step.*

---

## LITERATURA

Altwegg R., Roulin A., Kestenholz M. & Jenni L. 2003: Variation and covariation in survival, dispersal, and population size in Barn Owls *Tyto alba*. *Journal of Animal Ecology* 72: 391–399.

Altwegg R., Roulin A., Kestenholz M. & Jenni L. 2006: Demographic effects of extreme winter weather in the Barn Owl. *Oecologia* 149: 44–51.

Anděra M. & Gaisler J. 2012: *Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana*. Academia, Praha.

Barn Owl Trust 2012: *Barn Owl Conservation Handbook*. Pelagic Publishing, Exeter.

Bayerisches Landsamt für Umwelt 2022: *Schleiereule (Tyto alba)*. <https://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige?stbname=Tyto+alba>. citováno 11. 9. 2023.

Berg H.-M. & Olle R. 2002: The situation of Barn Owl (*Tyto alba Scop.*) in Eastern Austria. *Egretta* 45: 122–134.

Bernard N., Michelat D., Raoul F., Quéré J. P., Delattre P. & Giraudoux P. 2010: Dietary response of Barn Owls (*Tyto alba*) to large variations in populations of Common Voles (*Microtus arvalis*) and European Water Voels (*Arvicola terrestris*). *Canadian Journal of Zoology* 88: 416–426.

Béziers P. & Roulin A. 2016: Double brooding and offspring desertion in the Barn Owl (*Tyto alba*). *Journal of Avian Biology* 47: 235–244.

BirdLife International 2019: *Tyto alba (amended version of 2016 assessment)*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T22688504A155542941. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22688504A155542941.en>. citováno 11. 9. 2023.

BirdLife International 2021: *European Red list of Birds*. Office of the European Union, Luxembourg. <https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2022/05/BirdLife-European-Red-List-of-Birds-2021.pdf>. citováno 11. 9. 2023.

Brandt T. & Seebass C. 1994: *Die Schleiereule: Ökologie eines heimlichen kulturfolgers*. AULA-Verlag, Wiesbaden.

de Bruijn O. 1994: Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea* 82: 1–109.

Bryja J. & Zukal J. 2000: Small mammal communities in newly planted biocorridors and their surroundings in southern Moravia (Czech Republic). *Folia Zoologica* 49: 191–197.

Chausson A., Henry I., Ducret B., Almassi B. & Roulin A. 2014: Tawny Owl *Strix aluco*

- as an indicator of Barn Owl *Tyto alba* breeding biology and the effect of winter severity on Barn Owl reproduction. *Ibis* 156: 433–441.
- Cook D., Nagle A., Smiddy P., Fairley J. & Muircheartaigh I. 1996: The diet of the Barn Owl *Tyto alba* in County Cork in relation to land use. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 96: 97–111.
- Demko M., Krištín A. & Puchala P. 2013: Červený zoznam vtákov Slovenska. *Tichodroma* 25: 69–78.
- Denneman W. D. & Douben P. E. T. 1993: Trace metals in primary feathers of the Barn Owl (*Tyto alba guttatus*) in the Netherlands. *Environmental Pollution* 82: 301–310.
- Diviš T. 2005: Rešerše a hodnocení realizovaných a probíhajících projektů aktivní ochrany sovy pálené (*Tyto alba*) v České republice. In: Kumstátová T., Nová P. & Marhoul P. (eds): *Hodnocení projektů aktivní podpory ohrožených živočichů v České republice*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 269–308.
- Dvorak M., Landmann A., Teuffelbauer N., Wichmann G., Berg H.-M. & Probst R. 2017: The conservation status of the breeding birds of Austria: Red List (5th version) and Birds of Conservation Concern (1st version). *Egretta* 55: 6–42.
- Eulaers I., Jasper V. L. B., Pinxten R., Covaci A. & Eens M. 2014: Legacy and current – use brominated flame retardants in the Barn Owl. *Science of the Total Environment* 472: 454–462.
- Frey C., Sonnay C., Dreiss A. & Roulin, A. (2011): Habitat, breeding performance, diet and individual age in Swiss Barn Owls (*Tyto alba*). *Journal of Ornithology* 152: 279–290.
- González A. S., Lozano S. J. & Lage Y. M. A. 2002: Extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons in Barn Owls (*Tyto alba*) from northwest Spain by SFE and HPLC-FL analysis. *Polycyclic Aromatic Compounds* 22: 1–11.
- Grilo C., Sousa, J., Ascensao F., Matos H., Leitao I., Pinheiro P., Costa M., Bernardo J., Reto D., Lourenco R., Santos-Reis M. & Revilla E. 2012: Individual spatial responses towards roads: implications for mortality risk. *PLoS ONE* 7: e43811.
- Grilo C., Reto D., Filipe J., Ascensao F. & Revilla E. 2014: Understanding the mechanisms behind road effects: linking occurrence with road mortality in owls. *Animal Conservation* 17: 555–564.
- Grüneberg C., Bauer H.-G., Haupt H., Hüppop O., Ryslavý T. & Südbeck P. 2016: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19–67.
- Hindmarch S., Krebs E. A., Elliott J. E. & Green D. J. 2012: Do landscape features predict the presence of Barn Owl in a changing agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning* 107: 255–262.
- Horváth A., Morvai A. & Horváth G. F. 2018: Food-niche pattern of the Barn Owl (*Tyto alba*) in intensively cultivated agricultural landscape. *Ornis Hungarica* 26: 27–40.
- Horváth A., Bank L. & Horváth G. F. 2020: Variation in the diet and breeding biology of the Common Barn Owl (*Tyto alba*) in a demographic cycle of Common Vole (*Microtus arvalis*) between two outbreaks. *Ornis Hungarica* 28: 37–65.
- Hudec K. & Štátný K. (eds) 2005: *Fauna ČR Ptáci 2/II*. Academia, Praha.
- Humann-Guillemint S., Laurent S., Bize P., Roulin A., Glauser G. & Helfenstein F. 2021: Contamination by neonicotinoid insecticides in Barn Owls (*Tyto alba*) and Alpine Swift (*Tachymarptis melba*). *Science of the Total Environment* 785: 147403.
- de Jong J. 2009: The recovery of the Barn Owl *Tyto alba* in Friesland, Northern Netherlands: population growth in relation to landscape features. *Ardea* 97: 445–452.
- de Jong J. 2012: *De kerkuil, een handleiding voor beschermers*. Uitgave, Stichting Kerkuilenwerkgroep Nederland.
- de Jong J., van den Burg A. & Liosi A. 2018: Determinants of traffic mortality of Barn Owls (*Tyto alba*) in Fresland, The Netherlands. *Avian Conservation and Ecology* 13: 2.
- Klok C. & de Roos A. M. 2007: Effects of vole fluctuations on the population dynamics of the Barn Owl *Tyto alba*. *Acta Biotheoretica* 55: 227–241.



- Martínez J. A. & Zuberogoitia I. 2004: Habitat preferences and causes of population decline for Barn Owls *Tyto alba*: a multi-scale approach. *Ardeola* 51: 303–317.
- Martiško J. 1995: *Ochrana ptáků I. sova pálená a sýček obecný*. EkoCentrum Brno, Brno.
- Martiško J. 1999: *Ochrana dravců a sov v zemědělské krajině*. EkoCentrum Brno, Brno.
- Massemin S, Le Maho Y. & Handrich Y. 1998: Seasonal patterns in age, sex, and body condition of Barn Owls *Tyto alba* killed on motorways. *Ibis* 140: 70–75.
- Meek W. R., Burman P. J., Nowakowski M., Sparks T. H., Hill R. A., Swetnam R. D. & Burman N. J. 2009: Habitat does not influence breeding performance in a long-term Barn Owl *Tyto alba* study. *Bird Study* 56: 369–380.
- Michel N., Burel F. & Butet A. 2006: How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscape? *Acta Oecologica* 30: 11–20.
- Newton I. & Wyllie I. 1994: Rodenticides in British Barn Owls (*Tyto alba*). In: Newton I., Kavenagh R., Olsen J. & Taylor I. (eds): *Ecology and Conservation of Owls*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia: 287–295.
- Percival S.M. 1990: *Population Trends in British Barn Owls (Tyto alba) and Tawny Owls (Strix aluco) in Relation to Environmental Change*. BTO Research Report No. 57. British Trust for Ornithology, Thetford.
- Poprach K. 2010: *Sova pálená*. TYTO, Czech Republic, Nenakonice.
- Ramsden D. J. 2003: *Barn Owls and Major Roads: Results and Recommendations from a 15 Year Research Project*. Barn Owl Trust, Great Britain, Ashburton.
- Poprach K. 2023: Sova pálená (*Tyto alba*). *Zpravodaj SOVDS* 22: 22–28.
- Rodriguez C. & Peris S. J. 2007: Habitat associations of small mammals in farmed landscapes: implications for agri-environmental schemes. *Animal Biology* 57: 301–314.
- Roulin A. 2020: *Barn Owls: Evolution and Ecology*. University of Lausanne, Lausanne, Switzerland.
- Saravanan K. & Kanakasabai B. 2004: Evaluation of secondary poisoning of difethialone, a new second - generation anticoagulant rodenticide to Barn Owl, *Tyto alba* Hertert under captivity. *Indian Journal of Experimental Biology* 42: 1013–1016.
- Slavati L., Ranazzi L. & Manganaro A. 2002: Habitat preferences, breeding success and diet of the Barn Owl (*Tyto alba*) in Rome: urban versus rural territories. *The Journal of Raptor Research* 36: 224–228.
- Séchaud R., Schalcher K., Machado A. P., Almasi B., Massa C., Safi K. & Roulin A. 2021: Behaviour-specific habitat selection patterns of breeding Barn Owls. *Movement Ecology* 9: 1–11.
- Schönfeld M. 1974: Ringfundauswertung der 1964–1972 in der DDR beringten Schleiereulen *Tyto alba guttata* Brehm. *Jahrbuch der Vogelwarte Hiddensee* 4: 90–122.
- Schönfeld M. & Girbig G. 1975: Beiträge zur Brutbiologie der Schleiereule, *Tyto alba*, unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Feldmausdichte. *Hercynia* 12: 257–319.
- Schönfeld M., Girbig G. & Sturm H. 1977: Beiträge zur Brutbiologie der Schleiereule, *Tyto alba*, unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Feldmausdichte. *Hercynia* 14: 303–351.
- Shore R. F., Walker L. A., Potter E. D., Pereira M. G., Sleep D. & Thompson N. J. 2017: *Second Generation Anticoagulant Rodenticide Residues in Barn Owls 2016*. CEH contract report to the Campaign for Responsible rodenticide use, Great Britain.
- Szacki J., Babiński-Werka J. & Liro A. 1993: The influence of landscape spatial structure on small mammal movements. *Acta Theriologica* 38: 113–123.
- Šálek M., Kreisinger J., Sedláček F. & Albrecht T. 2010: Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning* 98: 86–91.
- Šálek M., Poprach K., Opluštil L., Melichar D., Mráz J. & Václav R. 2019: Assessment of relative mortality rates for two rapidly declining farmland owls in the Czech Republic (Central Europe). *European Journal of Wildlife Research* 65: 1–11.
- Štátný K., Bejček V., Mikuláš I. & Telenský T. 2021: *Atlas hnízdního rozšíření ptáků*



- v *České republice 2014–2017*. Aventinum, Praha.
- Tönisalu G. & Väli Ü. 2022: Edge effect in rodent populations at the border between agricultural landscapes and forests. *European Journal of Wildlife Research* 68: 34.
- Tattersall F. H., Macdonald D. W., Hart B. J., Johnson P., Manley W. & Feber R. 2002: Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology* 39: 643–652.
- Taylor I. R. 1989: *The Barn Owl*. Shire national History Series 42, Aylesbury.
- Taylor I. R. 1994: *Barn Owls: Predator–Prey Relationship and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- TYTO 2015: *Tyto spolek pro ochranu přírody a krajiny. Projekt „Ochrana a podpora genofondu sovy pálené v ČR“*. <https://www.tyto.cz/index.php/15-cesky-obsah/projekty-cz/39-projekt-ochrana-a-podpora-genofondu-sovy-palene-v-cr>. citováno 11. 9. 2023.
- Vašků Z. 2011: Zlo zvané meliorace. *Vesmír* 90: 440–440.
- Veselovský T., Bacsa K. & Tulis F. 2017: Barn Owl (*Tyto alba*) diet composition on intensively used agricultural land in the Danube lowland. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 65: 225–233.
- Vondráček J. & Vlček M. 1975: Příspěvek k poznání velikosti teritoria sovy pálené *Tyto alba* (Scopoli) na severočeských lokalitách. *Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy* 7: 99–104.
- Zámečník V. 2013: *Metodická příručka pro praktickou ochranu ptáků v zemědělské krajině: metodika AOPK ČR*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Zámečník V., Vymazalová P. & Vermouzek Z. 2015: *Polní ptáci příručka*. Česká společnost ornitologická, Praha.
- Wilk T., Chodkiewicz T., Sikora A., Chylarecki P. & Kuczyński L. 2020: *Czerwona lista ptaków Polski*. OTOP, Marki.

Došlo 11. září 2023, přijato 30. října 2023.

*Received 11 September 2023, accepted 30 October 2023.*