

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Tesařík alpský (*Rosalia alpina*) v Ralské pahorkatině

Bakalářská práce

Pavína Kovářová

Školitel: RNDr. Lukáš Drag, Ph.D.,
Entomologický ústav BC AV ČR

České Budějovice 2022

Kovářová, P. (2022): Tesařík alpský (*Rosalia alpina*) v Ralské pahorkatině. [The *Rosalia longicorn* (*Rosalia alpina*) in Ralska upland. Bc. Thesis, in Czech.] – 43 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

The *Rosalia longicorn* (*Rosalia alpina*; Linnaeus, 1758) is a protected saproxylic (deadwood-dependent) beetle species. Thanks to its attractive colouring, it acts as an umbrella species important for biodiversity conservation. The beetle has disappeared from many places in the Czech Republic, with one of the last populations surviving in the Ralska upland. Using the capture-mark-recapture method, I estimated the local population size, and mobility of the species, and related the results to the data obtained in previous years. The outcome will support more efficient conservation strategies targeted at this species in the Ralska upland.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích, dne 8. 12. 2022

.....

Pavλίna Kovářová

Poděkování:

V první řadě bych chtěla poděkovat svému školiteli, Lukáši Dragovi, za užitečné rady a pomoc s vytvářením textu a také za spoustu trpělivosti a času, který mi při vedení mé bakalářské práce věnoval. Dále bych ráda poděkovala Zdeňku Fricovi za naučení práce v programu MARK. Děkuji správě CHKO Kokořínsko, která výzkum umožnila a všem, kteří se podíleli na sběru dat, což byl Lukáš Čížek, David Hauck, Lukáš Drag, Michal Perlík, Lucie Ambrožová, Petr Kozel, Samane Sakaki, Pavel Šebek a Čeněk Pangrác. Velké díky patří také mojí rodině za podporu nejen při psaní této práce, ale i v celém studiu.

Obsah

1. Úvod	1
1.1 Popis.....	1
1.2 Rozšíření ve světě	2
1.3 Rozšíření v ČR.....	2
1.3.1 Lužní lesy na jihu Moravy	3
1.3.2 Bílé Karpaty	3
1.3.3 Ralská pahorkatina	4
1.4 Habitatové požadavky.....	5
1.5 Vývoj	7
1.6 Aktivita	8
1.7 Mobilita.....	9
1.8 Ohrožení.....	9
1.8.1 Právní ochrana.....	9
1.8.2 Nedostatek ochrany	9
1.8.3 Nedostatek mrtvého dřeva.....	10
1.8.4 Bezzásahový režim.....	11
1.8.5 Skládky dřeva.....	12
1.9 Podpora populací	12
1.9.1 Ořez stromů	13
1.9.2 Tvorba světlého lesa.....	14
2. Cíle práce.....	16
3. Metodika.....	17
3.1 Charakteristika území	17
3.2 Sběr dat	19
3.3 Analýza dat	21
4. Výsledky.....	23

4.1 pozorované počty	23
4.2 Minimální délka života	25
4.3 Mobilita.....	26
4.4 Odhady početnosti	28
5. Diskuze	30
5.1 Odhad velikosti populace.....	30
5.1.1 Slatinné vrchy.....	30
5.1.2 Velký a Malý Bezděz	32
5.2 Mobilita.....	34
6. Závěr.....	37
7. Literatura	38

1. Úvod

1.1 Popis

Tesařík alpský, *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), patří do čeledi Cerambycidae jako součást rodu *Rosalia*, který zahrnuje 5 druhů vyskytujících se v holarktické oblasti (Tavakilian a Chevillotte, 2017), z toho jen tento druh obývá Evropu.

Tesařík alpský je 15–38 mm dlouhý brouk (Heyrovský a Sláma, 1992) s protáhlým tělem a nápadně dlouhými tykadly. Samice bývají větší než samci, nicméně variabilita ve velikosti je dána také kvalitou potravy, kterou se larva živí během vývoje. Celé tělo má nezaměnitelné, modro-šedé zbarvení. Zrcadlově na obou krovkách je několik černých skvrn, jejichž uspořádání se u každého jedince liší (Obrázek 1). Larvy mají tělo bílé až nažloutlé, lehce zploštělé a mohou dosahovat délky až 40 mm (Campanaro a kol., 2017).



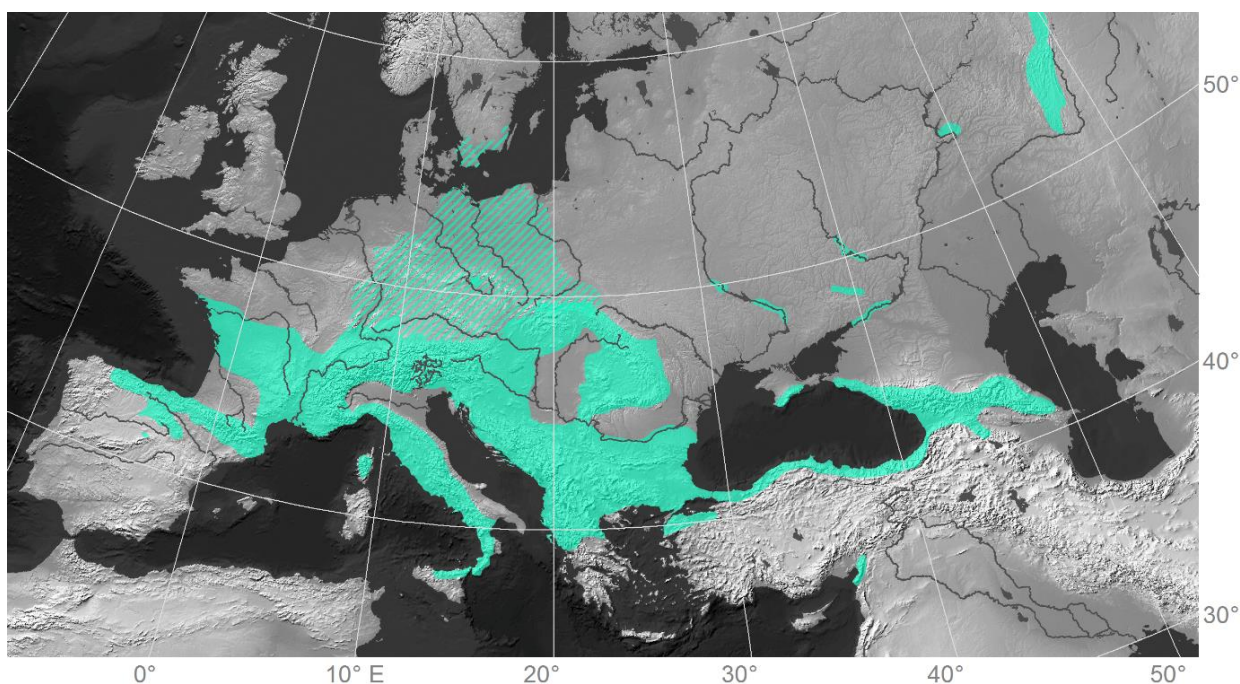
Obrázek 1: Tesařík alpský (foto: Pavlína Kovářová).

Brouk je pro své zbarvení velmi populární a dobře známý i mezi veřejností. Díky tomu představuje nástroj k popularizaci ochrany přírody a stal se jejím symbolem. Objevil se na několika známkách a mincích (Duelli a Wermelinger, 2005; Lachat a kol., 2013) a také je součástí různých ochrannářských kampaní (Caci a kol., 2013). Jedná se o deštníkový druh, jehož ochranou se zároveň chrání i staré bučiny a organismy na ně vázané. V nich plní funkci ekosystémových inženýrů – ovlivňují strukturu lesních porostů a larvy svou činností vytváří

životní prostor pro jiné organismy. Stejně jako většina saproxylických brouků je významným indikátorem prostředí (McGeoch, 1998).

1.2 Rozšíření ve světě

Areál rozšíření tesaříka alpského tvoří západní část Palearktické oblasti (Obrázek 2). Rozkládá se od Pyrenejí přes horské oblasti střední Evropy až po Kavkaz a Ural. Na jihoevropských poloostrovech zasahuje přes Apeniny až na Sicílii, Balkán a Turecko (Sama, 2002). Na většině území Evropy býval hojný. Tak je tomu stále v Alpách a Karpatech, kde má relativně spojitý areál (Bosso a kol., 2013; Sláma, 1998). Naproti tomu ve střední a severní části Evropy téměř vyhynul. Od začátku 20. století vymizel z většiny území Polska, Německa a Česka (Sláma, 1998) a ve Skandinávii a Dánsku již chybí úplně.



Obrázek 2: Rozšíření tesaříka alpského. Čárkovaná oblast představuje historické rozšíření. (Drag a kol., 2018).

1.3 Rozšíření v ČR

Na území České republiky, kde byl v minulosti relativně hojným druhem, se dnes vyskytuje ve třech oddělených populacích (Obrázek 3). Jedna izolovaná populace žije na severu Čech a zbylé dvě se nacházejí na Moravě. Jedna v okolí Vlárského průsmyku v Bílých Karpatech,

kde tvoří součást souvislejšího areálu na Slovensku a druhá u soutoku řek Moravy a Dyje. Před několika lety byl jeho výskyt potvrzen také v Chříbech (Konvička a Kandrnál, 2020).

1.3.1 Lužní lesy na jihu Moravy

Tesařík alpský obývá lužní lesy podél řek Moravy a Dyje, což je jediná oblast v České republice, kde se vyskytuje také v nížinách. Stanoviště a živné dřeviny využívané nížinnými populacemi jsou mírně odlišné od těch, které jsou obývány zbývajícími populacemi na území ČR. Odlišné nároky nejsou důsledkem změn v preferencích, neboť xylofágní druhy běžně využívají více druhů hostitelských dřevin (Hanks, 1999). V jihomoravských lužích využívá k vývoji nejčastěji jilm, jasan a javor babyku. Protože tyto hostitelské dřeviny dávají přednost většímu stínu, tesařík v lužních lesích obývá tedy i více zapojené porosty. Je nalézán také na okrajích lesů, pasekách, osamocených stromech v alejích a v lesích s různou věkovou a druhovou skladbou. Podmínkou přežití tesaříka je i v tomto případě dostatek mrtvého dřeva vhodné kvality (Čížek a kol., 2015). Podobně jako na jiných lokalitách je i zde problém s nedostatečnou ochranou. V současné době je v rámci rezervací chráněno pouze 2 % těchto lesů (Drag a kol., 2012).

Tesařík alpský se v nížinných lesích jižní Moravy objevil relativně nedávno (Čížek a kol., 2009b). První záznam nížinné populace na našem území pochází z roku 1994 z polesí Soutok. Později byl nalezen u Hodonína a nově byl potvrzen také v Bořím lese u Valtic. Genetické studie naznačují, že zdrojová populace pochází z nedalekých Karpat (Drag a kol., 2015). K šíření dochází pravděpodobně v důsledku změn ve struktuře nížinných lesů, na kterých se mohou podílet měnící se klimatické podmínky (Michalcewicz a Ciach, 2012). To mu umožňuje přežít i v prostředí, které pro tesaříka alpského není zcela typické. Tento brouk se tedy šíří lužními lesy podél velkých řek.

1.3.2 Bílé Karpaty

Další lokalitou výskytu tesaříka alpského jsou Bílé Karpaty. V této oblasti byl kdysi rozšířený, ale za posledních sto let téměř vymizel i tady. Dnes přežívá pouze na několika menších lokalitách s výskytem starých bučin v okolí Vlárského průsmyku. Zahrnují je PP Chladný vrch, PP Okrouhlá a PR Sidonie. Rezervace leží v přísně chráněné oblasti, jejíž hlavním cílem je ochrana tesaříka alpského, ačkoli se zde vyskytují i další významné druhy saproxylických brouků, jako je například potemník *Bolitophagus interruptus* a rýhovec pralesní (*Rhysodes sulcatus*).

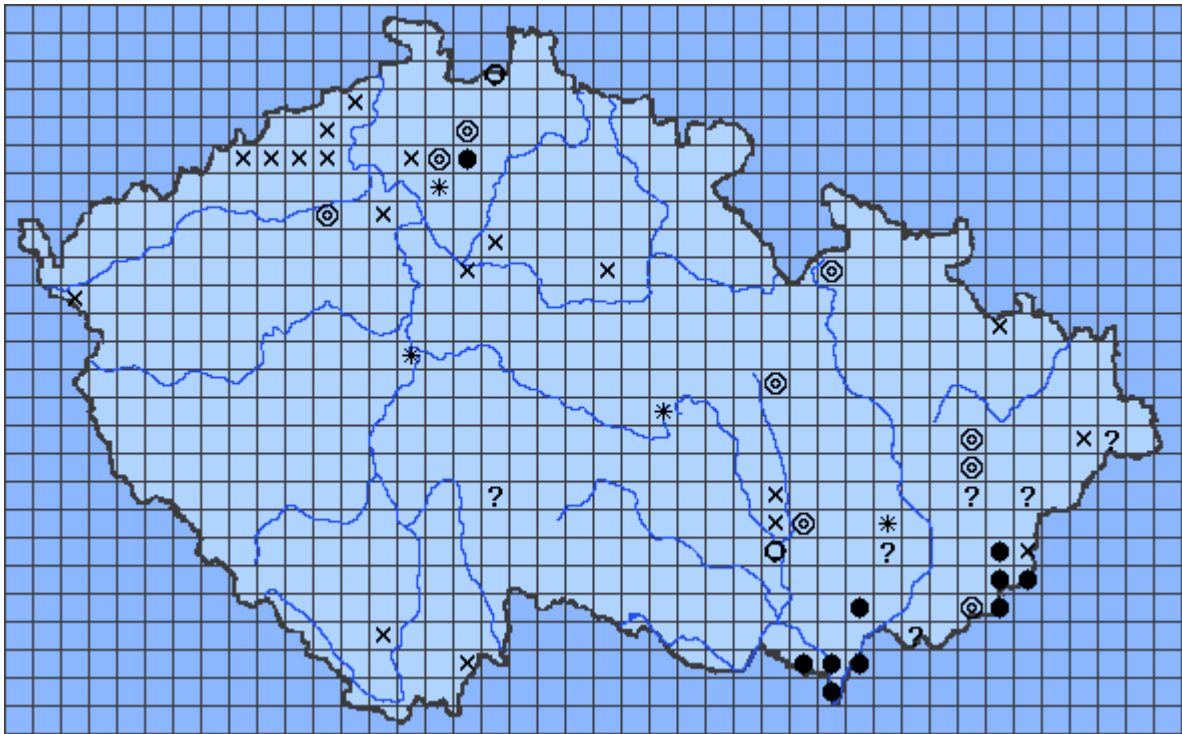
Vlářský průsmyk patří mezi evropsky významné lokality a od roku 1980 je součástí CHKO Bílé Karpaty. Lesy ČR zde provozují přírodě blízké hospodaření, to ovšem neznamená zajištění optimálních podmínek pro hmyz vázaný na staré stromy. V posledních desetiletích se ve jménu přirozené obnovy vykácela většina starých stromů a byly nahrazeny mladými buky (Drag a kol., 2012; Čížek a kol., 2015). Místní populace zatím přežívá pouze na malých, zvláště chráněných územích a její budoucnost závisí na nedalekých populacích na Slovensku, například na Vršatci.

1.3.3 Ralská pahorkatina

Největší česká populace tesaříka alpského žije v severních Čechách v Ralské pahorkatině. Jedná se o jeho poslední a nejvzdálenější lokalitu severně od Alp a západně od Karpat. Vyskytuje se zde na několika kopcích, z nichž trvale obývá jen tři – Slatinné vrchy, Malý Bezděz a Velký Bezděz. Jeho přítomnost byla dále potvrzena i na dalších šesti lokalitách vzdálených do 5 km od jeho trvalého osídlení (Honců a Roztočil, 2006), které jsou ale jen příležitostně využívány a pravidelně doplňovány brouky ze tří hlavních lokalit.

Tesařík alpský zde obývá porosty původních bučin se starými stromy. Tato nejcennější místa původních porostů v současné době zahrnují zanedbatelnou část celého území (Drag a kol., 2011), na kterém jinak převažují borové monokultury. V minulosti sloužil tento prostor jako vojenské cvičiště a v období mezi roky 1950 a 1990 tu neprobíhaly téměř žádné lesnické práce. Pravděpodobně díky tomu zde tesařík přežívá až do současnosti. V 90. letech byla obnovena lesnická činnost a od té doby proběhlo nejvíce těžeb (Drag a kol., 2011).

Při průzkumu v roce 2015 byl potvrzen výskyt tesaříka alpského na Velké Bukové, Mlýnském vrchu a na Borném. Kromě zmíněných lokalit se výskyt brouka předpokládá také v NPR Břehyně-Pecopala, na vrchu Ralsko a na Malé Bukové. Na těchto místech byly dříve nalezeny výletové otvory i dospělí jedinci (Honců a Roztočil, 2006; Drag a kol., 2009). Na kopcích Velká a Malá Buková a Mlýnský vrch byla velká část buků vykácena a nahrazena jehličnany a z původního bukového lesa zůstaly pouze fragmenty. Na všech ostatních lokalitách se zachovaly vhodné bukové porosty s dostatkem mrtvého dřeva. Osídlené lokality se nachází relativně blízko od sebe a také v dosahu 5 km od hlavních lokalit na Slatinných vrších a Velkém a Malém Bezdězu a je tedy pravděpodobné, že jedinci tesaříka alpského mezi kopci přelétají. Ačkoli tyto menší lokality nejsou osídleny trvale (Čížek a kol., 2009a), mohou mít zásadní význam v budoucnosti při podpoře tesaříka alpského v této oblasti (Čížek a kol., 2015).



Obrázek 3: Výskyt tesaříka alpského v ČR. (Chobot, 2022) (Biolib.cz)

- ⊙ - občasný/dočasný výskyt
- ⊛ - problematické/pochybné/nedoložené údaje
- ⊗ - pozorován do roku 1960
- * - pozorován do roku 1980
- ⊙⊗ - pozorován do roku 2010
- - pozorován po roce 2010

1.4 Habitatové požadavky

Tesařík alpský je schopný žít a rozmnožovat se v různých typech prostředí (Campanaro a kol., 2017). Typicky bývá spojován se starými bukovými lesy vyšších poloh (Drag a kol., 2012). Kromě toho je však také znám z lužních lesů podél velkých řek (Jendek a Jendek 2006; Čížek a kol., 2009b) a v jižní Evropě dokonce obývá i lesy při mořském pobřeží (Bosso a kol., 2013). To vše nasvědčuje tomu, že tesařík alpský není typický horský druh, jakým bývá často označován. Také některé studie pracující s modely geografického rozšíření nesprávně předpokládají, že nejvhodnější podmínky pro tento druh se nachází v horách nad 1000 m.n.m (Bosso a kol., 2013). Takový výsledek však může být značně zkreslený právě kvůli ztrátě míst vhodných pro vývoj a přežití (Čížek a kol., 2009b; Michalcewicz a Ciach, 2012). Rozsáhlé odlesňování a intenzivní zemědělství v minulosti způsobilo degradaci stanovišť a tím

negativně ovlivnilo nížinné populace. Došlo k jejich fragmentaci a celkovému ústupu (Bosso a kol., 2013; Duelli a Wermelinger, 2005). Ze záznamů o výskytu mezi roky 1800–2000 vyplývá, že téměř polovina osídlených lokalit v České republice se nacházela v nížinách (Tihelka, 2017). Současné rozšíření je tedy spíš následek úbytku stanovišť než reflektováním ekologických nároků brouka (Bosso a kol., 2018).

Více než nadmořskou výškou je rozšíření ovlivněno topografickými podmínkami (Lachat a kol., 2013). Nejvýznamnějšími faktory utvářející vhodné biotopy jsou sklon zemského povrchu a charakter jeho lesního porostu. Na strmých svazích jsou porosty zpravidla řidší a tvoří jen malý zástin, takže v nich panují teplejší a sušší podmínky. Nejprůzračnější jsou svahy orientované k jihu, na které dopadá nejvíce slunečního záření. Porosty na takovýchto místech díky špatně přístupnému terénu bývají ušetřeny těžbám a jsou proto většinou zachovalé, narušované jen přirozenými vlivy a je v nich umožněn vznik starých stromů. Strmý terén se vyskytuje převážně ve vyšších polohách a podél potoků a řek, kde vlivem vyšší rychlosti vodního toku dochází k erozi. Podél říčního údolí se tak vytváří svahy s různým sklonem a eroze omezuje zarůstání vegetací.

Russo a kol. (2011) studovali výskyt tesaříka alpského v závislosti na teplotě. Zjistili, že pro svůj vývoj potřebuje teplejší mikroklima, které zajišťuje výskyt suchého, tvrdého dřeva, což se odráží na výběru stanovišť. Dává přednost stromům s nízkou korunou, které jsou vystavené dostatečnému množství slunečního záření a kmeny nezakrývá vysoký podrost (Obrázek 4). Vegetace v podrostu jinak stíní odumřelé dřevo a zhoršuje jeho kvalitu a mimo to může dospělcům ztěžovat dosednutí na kmen. K podobným závěrům došli i další autoři, například Čížek a kol. (2009a). Tyto práce dokazují, že tesařík alpský je spíše teplomilný brouk, který obývá řídké, osluněné bukové lesy s dostatkem mrtvého dřeva. Odpovídající stanoviště jsou většinou v místech, kde se zachovaly tradiční způsoby hospodaření nebo na kterých není možné intenzivní zemědělství. Pokud jsou na dané lokalitě vhodné podmínky, může kolonizovat i pastviny s osamocenými stromy (Ciach a Michalcewicz, 2014). Tato studie také doplňuje poznatek, že brouk přechází z lesů na více otevřená stanoviště nejspíše v důsledku změn v lesním prostředí. Koruny stromů houstnou a do lesa skrz ně proniká méně světla. Bez dostatku slunečního záření se pozmění mikroklimatické podmínky, ve kterých se znehodnocuje odumřelá dřevní hmota a dřevo je vlhčí a rychleji degraduje.



Obrázek 4: Řídký les se starými buky (Malý Bezděz) jako příklad typického stanoviště tesaříka alpského. (Foto: Lukáš Čížek)

I když je tesařík alpský spíše teplomilný druh a larvy k vývoji potřebují osluněné dřevo, dospělci na přímém slunci nepobývají (Castro a kol., 2019). Brouci spíše vyhledávají částečně nebo úplně zastíněná místa. Teplé prostředí poskytuje broukům energii k aktivitě během dne a zároveň v polostínu nehrozí, že se přehřejí. Tímto chováním se také pravděpodobně chrání před predací. Výrazné modré zbarvení má ve stínu spíše šedý odstín, které v kombinaci s černými skvrnami umožňuje částečné splynutí s kůrou.

1.5 Vývoj

Vývoj závisí na mnoha podmínkách stanoviště a na kvalitě dřeva. Tesařík alpský je značně polyfágní, nicméně hlavním hostitelem je buk. Pokud není přítomen, výběr hostitelského druhu závisí na nabídce dřevin na lokalitě. Ve vyšších polohách využívá jako vedlejší hostitele javor klen a jilm horský. V nížinných lokalitách se vyvíjí v javoru babyka, jilmech a jasaněch (Čížek a kol., 2009b; Duelli a Wermelinger, 2005). Zaznamenán byl také vývoj v lípě, habru, kaštanu, akátu a ořechu (Jendek a Jendek, 2006; Hovorka, 2011; Čížek a kol., 2015). Rozdíl v nutriční hodnotě různých druhů živých dřevin nehraje výraznou roli, jelikož velikost jedinců se neliší (Michalcewicz a Ciach, 2012). Různě velcí jedinci se však vyvíjí podle

množství živného materiálu. U saproxylických brouků bylo pozorováno, že jedinci ze stromů s velkým průměrem bývají větší (Hanks a kol., 2005). Velikost jedinců tak může sloužit jako ukazatel kvality daného stanoviště (Ciach a Michalcewicz, 2013). Vývoj je ovlivňován také saprotrofními houbami přítomnými ve dřevě (Bartnik a kol., 2020). Houby rozkládající dřevo mohou měnit vlastnosti dřeva a obohatit ho o výživné látky a tím ovlivnit také vývoj larev.

Vývoj tesaříka alpského trvá většinou tři roky (Sláma, 1998), ačkoli přesná délka se může lišit podle počasí a podmínek stanoviště. Larvy se vyvíjí v mrtvém dřevě s různou velikostí; od silnějších větvích s průměrem minimálně 20 cm až po kmeny starých mohutných stromů (Castro a kol., 2012). Výjimkou jsou pařezy, kterým se tento druh vyhýbá (Drag a kol., 2012). Samice vyhledává osluněné kmeny nebo silné větve s tvrdým dřevem bez kůry a do prasklin klade vajíčka (Drag a kol., 2009). Martinez de Murguia a kol. (2005) ukázal, že si vybírá nejraději mrtvé dřevo, které je staré ideálně 1-4 roky a už bylo využito jinými xylofágními brouky, jejichž výletové otvory využívá k umístění vajíček. Larva žije ve dřevě a ke konci vývoje se pod kůrou připravuje k metamorfóze. Tato fáze vývoje jedince výrazně závisí na počasí a vysoké jarní teploty mohou urychlit konec larválního stadia (Duelli a Wermelinger, 2005). Dospělý brouk opouští komůrku oválným výletovým otvorem, který je orientován podélně s vlákny dřeva.

1.6 Aktivita

Samci se objevují přibližně o týden dříve než samice (Duelli a Wermelinger, 2005). Dospělí jedinci se líhnou většinou od konce června do začátku srpna, ale období aktivity se liší podle zeměpisného rozšíření (Campanaro a kol., 2017). Brouci jsou nejvíce aktivní během teplých a slunečných dní. Kolem desáté hodiny ranní vylézají a je možné je spatřit do pozdního odpoledne. Přelétají mezi stromy a posedávají na vyhřátých kmenech, kde se páří (Čížek a kol., 2009a). Přes noc se ukrývají v korunách stromů nebo ve výletových otvorech. Dospělý brouk nepřijímá potravu a žije pouze z energetických zásob z období vývoje. Dožívá se v průměru 4-7 dní a ihned po vylíhnutí je připravený k páření. Život samic bývá kratší kvůli spotřebě množství energie na produkci vajíček (Drag a kol., 2011). Během této krátké doby musí najít partnera a rozmnožit se.

1.7 Mobilita

O tesaříkovi alpském je známo, že stejně jako jiní velcí tesaříci je velmi mobilní druh, který dokáže přeletět i vzdálenosti v řádu kilometrů (Drag a kol., 2011). Většina dospělců přelétá jen na kratší vzdálenosti a pohybuje se na malém prostoru, nicméně jedinci často mění pozice a přelétají mezi stromy a kusy dřeva. Protože brouci zůstávají spíše poblíž místa, kde se vylíhli, při vyhledávání nových stromů dají přednost těm, které jsou vzdálené méně než 300 m od jiných kolonizovaných stromů (Campanaro a kol., 2017). S těmito výsledky je v souladu i práce Martinez de Murguia (2005), kde se ukázalo, že samice se po oplodnění vrací na svůj rodný strom. Naproti tomu Russo a kol. (2011) pozorovali, že pravděpodobnost využití určitého stromu naopak roste se vzdáleností od již obsazených stromů. Rozmístění jedinců na lokalitě a jejich tendence k pohybu tak mohou být velmi různé a pravděpodobně závisí na struktuře lesa daného stanoviště.

Jedinci se většinou zdržují na stanovišti a mimo něj se pohybují maximálně do vzdálenosti pár stovek metrů. Zhruba 5 % jedinců doletí více jak 500 m a jen 1 % jedinců urazí více kilometrů a dostane se na jinou lokalitu. Na území Ralské pahorkatiny je doloženo několik přeletů mezi hlavními lokalitami, z nichž ten nejdelší, který byl zaznamenán z Malého Bezdězu na Slatinné vrchy, měřil 1,628 km (Drag a kol., 2011).

1.8 Ohrožení

1.8.1 Právní ochrana

Tesařík alpský má přísnou ochranu u nás i ve světě. V rámci EU patří do soustavy Natura 2000, kde je podle příloh II a IV Směrnice o stanovištích označen jako prioritní druh. Sledování populací je povinností všech členských států (Caci a kol., 2013). Dále je také zapsán v příloze II Bernské úmluvy. V České republice patří k našim nejohroženějším živočichům. Má zákonnou ochranu od roku 1965. Podle přílohy č. III. vyhlášky MŽP č. 395/1992 Sb. je veden jako kriticky ohrožený a v Červeném seznamu zařazen mezi druhy ohrožené (Hejda a kol., 2017). V celosvětovém měřítku je klasifikován jako zranitelný (VU) (Baillie a kol., 1996).

1.8.2 Nedostatek ochrany

Tesařík alpský jako živočišný druh má sice v rámci celé Evropy silnou ochranu v zákoně, ale větší problém je s ochranou jeho stanovišť. Díky nedostatečnému monitoringu zejména v některých částech Evropy může na určitých místech stále unikat pozornosti a jeho skutečné

rozšíření tak být silně podhodnocené. To může mít za následek i nedostatečnou či zcela chybějící ochranu míst jeho výskytu. Například stav ochrany potenciálně vhodných stanovišť pro tohoto brouka zkoumal Bosso a kol. (2018). Jejich modely geografického rozšíření ukázaly, že v rámci celé Evropy jen pouhých 42 % potenciálně vhodných míst má nějakou formu ochrany.

V České republice je situace odlišná a místa jeho výskytu jsou dostatečně známa. Hlavní důvod nedostatečné ochrany tak spíš spočívá v tom, že většina zvláště chráněných území vznikla za účelem ochrany jiných druhů a k úpravám managementu podle potřeb hmyzu vázaného na mrtvé dřevo zatím moc nedochází. Na mnoha lokalitách proto chybí vhodný management nebo je přímo v rozporu s opatřeními pro jiné předměty ochrany. Část významných lokalit, a stejně tak některé typy stanovišť saproxylického hmyzu ani nejsou součástí chráněných území (Krása, 2015).

1.8.3 Nedostatek mrtvého dřeva

Jako mrtvé dřevo se označují všechny odumřelé části stromů v různém stupni rozkladu, které leží volně na zemi nebo jsou součástí stále živých stromů. Je to přirozená součást lesních ekosystémů a má nenahraditelnou funkci v přírodě. Slouží jako mikrostanoviště pro různé skupiny organismů a jeho prostřednictvím se vytváří mnoho ekologických vazeb. Padlé kmeny nebo struktury tvořící se na odumřelých částech stromů mají funkci úkrytů pro řadu živočichů. Na mrtvé dřevo je vázáno 30 až 50 % lesních organismů (Bobiec a kol., 2005). Zejména saproxylický hmyz je na mrtvém dřevě závislý svým vývojem. Kromě tesaříka alpského se v mrtvém dřevě vyvíjí larvy dalších významných brouků, mezi které patří například páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*), roháč obecný (*Lucanus cervus*), zlatohlávek skvostný (*Protaetia speciosissima*), rýhovec pralesní (*Rhysodes sulcatus*) nebo krasec dubový (*Eurythyrea quercus*). Mnoho druhů ze skupiny saproxylických brouků je vzácných, protože mrtvé dřevo je často přehlíženou složkou ekosystémů a ve většině lesů je ho nedostatek. Jejich výskyt tak slouží jako indikátor kvality prostředí.

Ochraně a obnově mrtvého dřeva se stále věnuje málo pozornosti. Většina lesů na území ČR je určena k produkci dřeva a převažuje v nich moderní způsob lesního hospodaření, právě kvůli kterému mrtvé dřevo mizí z lesů. Kácí se staré stromy a místo nich se sází mladé, které dosáhnou vzrůstu požadovaného lesníkem, což je opakem toho, co potřebují saproxylické druhy. Stromy jsou brzy pokáceny, takže jim ani není umožněno vytvořit odumřelé části. Také se z lesa „uklízí“ padlé mrtvé dřevo, protože v produkčních lesích je bráno jako něco nežádoucího. V lese tak chybí poslední, rozkladná fáze v cyklu lesa (Krása,

2015). Tím se z lesa ztrácí klíčový prvek pro přežití saproxylického hmyzu a také zdroj živin pro lesní ekosystémy.

Mrtvé dřevo z lesů nejen mizí, ale podmínky hospodářských lesů ani nepodporují vznik dostatečného množství nového. Ve stinných lesích nemohou vyrůst ty správné stromy. Kvůli konkurenci o světlo v hustém lese převládají vysoké stromy s rovným kmenem o malém průměru. Rychle vyrostou a jsou brzy pokáceny, takže nestačí vytvořit struktury pro vývoj larev saproxylického hmyzu. Naopak staré stromy s nízkým vzrůstem v takovém prostředí nemají šanci, jsou zastíněny a mrtvé dřevo ochuzené o sluneční paprsky má krátkou životnost (Čížek a kol., 2015).

Larvy tesaříka alpského pro svůj vývoj potřebují mrtvé dřevo, které má stabilní teplotu a vlhkost, a tak má dlouhou trvanlivost. Takové dřevo se vytváří na stromech velkých rozměrů. Proto se dřevo s dlouhou trvanlivostí vyskytuje převážně na starých stromech rostoucích mimo zapojený les. Díky dostatku slunečních paprsků je sušší a tvrdší, a tak déle odolává hnilobě. Mrtvé dřevo funguje také jako prvek propojující jednotlivá stanoviště. V určitých oblastech se výskyt tesaříka alpského sice může díky vhodnému typu lesa zdát souvislý, pokud však mrtvé dřevo na většině území chybí, brouci se koncentrují jen v blízkosti ostrůvků mrtvého dřeva a propojení mezi populacemi je tak omezeno (Russo a kol., 2011). Naopak hromady odumřelých částí stromů mohou pomoci s rozšiřováním brouka do okolí.

1.8.4 Bezzásahový režim

Bezzásahový režim je forma lesního hospodaření, při kterém se les nechává samovolnému vývoji bez zásahu člověka. Často slouží jako management chráněných území, kde zajišťuje zachování biologické rozmanitosti, nicméně v některých případech není vhodný. Krajina ve střední Evropě byla po staletí utvářena specifickými způsoby hospodaření, jako například pařezení a pastva, čímž se v krajině vyskytovalo mnohem více sukcesních stadií a také větší druhová rozmanitost. Tyto tradiční metody se přestaly využívat a byly nahrazeny intenzivním hospodařením nebo se naopak ponechaly samovolným procesům. Při bezzásahovém režimu tato stanoviště zarůstají a výrazně se mění jejich vlastnosti. To má negativní dopad na společenstva, která jsou závislá na narušování a mimo tato stanoviště nemohou fungovat a zanikají. Výjimkou jsou stanoviště, kde dochází k přirozeným disturbancím a následně obnově, například v horských oblastech, kde bezzásahový režim představuje přirozené pokračování jejich vývoje v minulosti (Krása, 2015).

Tesařík alpský nachází vhodná stanoviště v porostech vznikajících jen při určitém narušování, kterým je udržován řídký porost. V opačném případě dochází k houstnutí korun a

zarůstání mladšími stromy, což má za následek znehodnocení mrtvého dřeva. Tento brouk potřebuje k přežití aktivní management lokalit a bezzásahový režim je pro něj ve většině případů nevhodný. Negativní vliv bezzásahového režimu lze pozorovat v NPR Velký a Malý Bezděz, kde nižší části obou kopců zarůstají mladými buky a tento les nevytváří podmínky pro vznik dřeva vhodného k vývoji tesaříka alpského v budoucnosti.

1.8.5 Skládky dřeva

Bukové dřevo dočasně uskladněné v lese představuje pro tohoto brouka velmi účinnou ekologickou past (Adamski a kol., 2016). Jelikož jde o koncentrovaný zdroj mrtvého dřeva, navíc často vhodně osluněný, brouci se shromažďují v jeho blízkosti a kladou do něj vajíčka. Jedinci jsou navíc navzájem přitahováni agregačním feromonem (Žunic-Kosi a kol., 2017), čímž se atraktivita uskladněného dřeva ještě zvyšuje. Dříve či později je dřevo odvezeno, a to i s larvami, které nestihnou dokončit svůj několikaletý vývoj. Značná část jedinců tak může být zničena. Pokud se dřevo vyskytuje na lokalitě v době aktivity dospělců a k jeho pozdnímu odvozu dochází pravidelně, může to mít fatální důsledky pro celou populaci.

V létě 2021 tento problém nastal ve Vlárském průsmyku v Bílých Karpatech. Pravidla nařizují, že pokud na lokalitě dojde k těžbě, dřevo musí být co nejdříve odvezeno pryč z lesa. To se v tomto případě nestalo a dřevo zůstalo v lese v době aktivity dospělců, takže brouci do něj již nakladli vajíčka. Dřevo se nyní nesmí odvézt, aby brouci dokončili svůj vývoj, jinak by došlo k výraznému oslabení místní populace.

Adamski a kol. (2016) ve své studii potvrzují, že skládky dřeva mají nepochybně závažný dopad na reprodukční úspěšnost populací tohoto brouka. Kromě nemožnosti dokončit v nich svůj vývoj také dochází k usmrcování dospělých brouků během manipulace se dřevem. Na druhou stranu poukazují na nedostatek údajů o tom, v jaké míře se brouci shromažďují na jiných místech s mrtvým dřevem, například v korunách stromů a chybí tedy informace k přesné kvantifikaci negativního vlivu skládek dřeva na populace tesaříka alpského.

1.9 Podpora populací

Pro zachování tesaříka alpského v krajině nestačí jeho ochrana zákonem, ale je zapotřebí aktivní management, kterým se zajistí udržení potřebného biotopu dobré kvality a co největší rozlohy. Rozloha oblastí, které obývá na území ČR tesařík alpský, je už teď velmi malá, a proto nesmí docházet k dalšímu zmenšování ani zhoršování jejich kvality. To platí nejen pro osídlená místa, ale i pro potenciálně vhodné porosty v okolí (Čížek a kol., 2009b).

Management podporující tesařika alpského navíc pomáhá dalším saproxylickým organismům s podobnými požadavky na prostředí.

1.9.1 Ořez stromů

Ořez neboli pollarding, je tradiční technika péče o stromy, při které se pravidelně a v různých intervalech ořezávají větve nebo části kmenů. V minulosti se ořez prováděl běžně a sloužil k zisku palivového dříví, krmiva pro dobytek nebo materiálu k výrobě košíků apod. Takto využívané stromy byly vždy typickým prvkem tradiční krajiny objevující se zejména podél vodních toků a cest, v pastevních lesích a na loukách. Když takové stromy ztratily svůj ekonomický smysl, od ořezu se ustoupilo a začalo s jejich odstraňováním. Staré, ořezávané stromy, které dosud stojí, byly zastíněny zápojem korun dnešních hustých lesů. Od začátku 20. století se v lesích tato metoda už v podstatě nedělá. Používá se už jen místy za účelem zlepšení bezpečnosti v okolí stromu, k zisku požadovaného tvaru stromu nebo zlepšení jeho zdravotního stavu (Castro a Fernández, 2016, Čížek a kol., 2020).

Podle způsobu ořezávání vznikají rozmanité struktury tvořící mikrostanoviště – dutiny, zvrásněná kůra, zkroucené větve, zlomy, čerstvě odumřelé dřevo, mrtvé dřevo v pozdějších fázích rozkladu, dřevo osluněné i zastíněné. Činností organismů, které strom využijí jako první, vznikají sekundární mikrostanoviště, například plodnice hub či chodbičky zbylé po larvách xylofágního hmyzu, která využijí další organismy (Čížek a kol., 2020). Jeden strom tak poskytuje životní prostředí různým organismům. Nejsou to sice specialisté na ořezané stromy, ale tato mikrostanoviště vznikají samy od sebe jen vzácně. Ořezem se podpoří jejich vznik, zároveň se jich na malé ploše vytvoří větší množství snadněji a rychleji, než by tomu bylo v případě změn věkové a druhové struktury lesa. Zvýšením množství ořezávaných stromů se tedy celkově zvýší biodiverzita a podpoří její ochrana (Russo a kol., 2011; Šebek a kol., 2013).

Ořez je nejjistější a také nejlevnější způsob podpory tesařika alpského. Tento druh potřebuje dlouhodobý a dostatečný zdroj mrtvého dřeva. Přirozeně odumřelé stromy a jejich části jsou zdrojem potravy jen dočasně, a tak umožní vývoj jen 1-2 generacím. Naproti tomu pomalu odumírající stromy ho mohou poskytovat dlouhodobě (Čížek a kol., 2009b). Na živých stromech ale vzniká mrtvé dřevo až ve vyšším věku. Dobu, po kterou strom vytváří mrtvé dřevo, lze prodloužit právě ořezem vybraných stromů. Ořezaný strom neroste moc do výšky, takže se podstatně sníží riziko vývratu a žije mnohem déle, až několik stovek let. Díky ořezu na něm vzniká mrtvé dřevo a různá mikrostanoviště již od nízkého věku a jsou tak využitelné po mnoho generací brouka. Strom vytváří nízkou korunu, která nebývá moc hustá.

Ořezávané stromy navíc nejsou součástí zapojeného lesa, neboť při jejich tvorbě se kromě korun redukuje také okolní porost, takže na kmeny dopadá dostatek slunečního záření. Larvy tesaříka alpského tak mají dřevo s požadovanými podmínkami, tedy dřevo suché s dlouhou životností (Čížek a kol., 2020).

1.9.2 Tvorba světlého lesa

Přeměna hustého lesa ve světlý spočívá v proředění porostu s následnou obnovou výmladkového hospodaření. Tím vznikají nízké a střední lesy. Jedná se o typy kulturních lesů, které byly v minulosti běžně využívány a sloužily k produkci palivového dřeva, naproti tomu v současnosti jsou na území ČR již vzácné. Při tomto způsobu lesního hospodaření dochází k obnově lesa vegetativní cestou. V případě nízkého lesa je to pomocí pařezových a kořenových výmladků. Pro les střední je typická různá věková struktura porostu. Skládá se převážně z mladších stromů, využívaných k výmladkovému hospodaření, ale zároveň obsahuje i staré jedince s generativní obnovou. Různé velikosti stromů tvoří nerovnoměrný zápoj korun a vzniká tak světlý les. Mladé stromy se ořezávají téměř celé, některé z nich se nechají vyrůst a poslouží jako budoucí výstavky. Ve starších patrech se provádí výběrné hospodaření. Při výmladkové obnově dřevin nevznikají noví jedinci, ale dochází k rozrůstání starých (Utínek, 2014).

Stejně jako ořez stromů přispívá i tvorba světlého lesa k biologické rozmanitosti tím, že se udržuje řídký a osluněný les, a díky tomu stromy přežívají do vysokého stáří. Zároveň pravidelným ořezáváním výmladků na nich vzniká velké množství mrtvého dřeva. Na malém území dokážou vytvořit rozmanitě strukturovaný porost a dávají vzniknout vzácným biotopům, které jsou obývány organismy vázané právě na staré stromy (Leugner a kol., 2016; Čížek a kol., 2016).

Změnou lesního hospodaření během 19. století docházelo k postupnému houstnutí lesů a obecně celé krajiny. Jako ekonomicky výhodnější se ukázalo pěstování velkého množství vysokých stromů na co nejmenší ploše. Od výmladkových lesů se ustoupilo a bez pravidelné péče postupně zarůstaly. Od poloviny 20. století, kdy byly světlé lesy v některých oblastech ještě běžné, dochází k zarůstání zbývajících (Čížek a kol., 2020). V současné době jsou v porostech pozůstatky těchto lesů v podobě polykormonů a starých stromů. V současných stinných lesích panuje vlhčí mikroklima, což zkracuje životnost starých nízkých stromů a využitelnost jejich dřeva organismy na něm závislými. Nové vhodné dřevo v takových podmínkách vůbec nevzniká, protože vysoké, rovné stromy většinou nedosáhnou ideálního

věku kvůli častým vývratům. Také postrádají struktury (dutiny apod.) nutné pro přežití mnoha druhů saproxylických brouků, a navíc starým a poškozeným stromům konkurují o světlo.

Tesařík alpský preferuje řídkší porosty, ale dokáže žít i v zapojeném lese, jak je tomu například na soutoku Moravy a Dyje. Nicméně příliš husté porosty jsou pro něj problém. Hlavním opatřením na takových místech je proředění porostu (Čížek a kol., 2015). Při výběru dřevin, které budou v rámci prosvětlení lesa odstraněny, se hledí také na úpravu druhové skladby. Nejprve se upřednostní druhy, které tesařík alpský nevyužívá. Pokud je potřeba odstranit více stromů, následují nadbytečné mladší buky. Zbývající mladší stromy budou využívány budoucími generacemi tesaříka. Staré a různě zkroucené stromy se ponechají a porost kolem nich upraví tak, aby měly dostatek světla. Proředění porostu je nutné provést také v okolí ořezaných stromů a v přiměřené míře tam, kde není možný ořez. Stejný postup se může uplatnit v dalších vhodných porostech, kam by se tesařík alpský mohl rozšířit (Čížek a kol., 2015).

Vhodným doplňkem k udržování světlého lesa je pastva velkých býložravců. Pastva přispívá k heterogenitě porostu a utváření potřebného vzrůstu stromů (Čížek a kol., 2016). Ideální je obnova lesní pastvy v místech, kde v minulosti probíhala. Většinou je před jejím zavedením nutné nejprve proředit keře a bylinný porost, případně i stromové patro. Poté je potřeba sledovat vývoj stanoviště a případně situaci upravovat podle potřeby.

2. Cíle práce

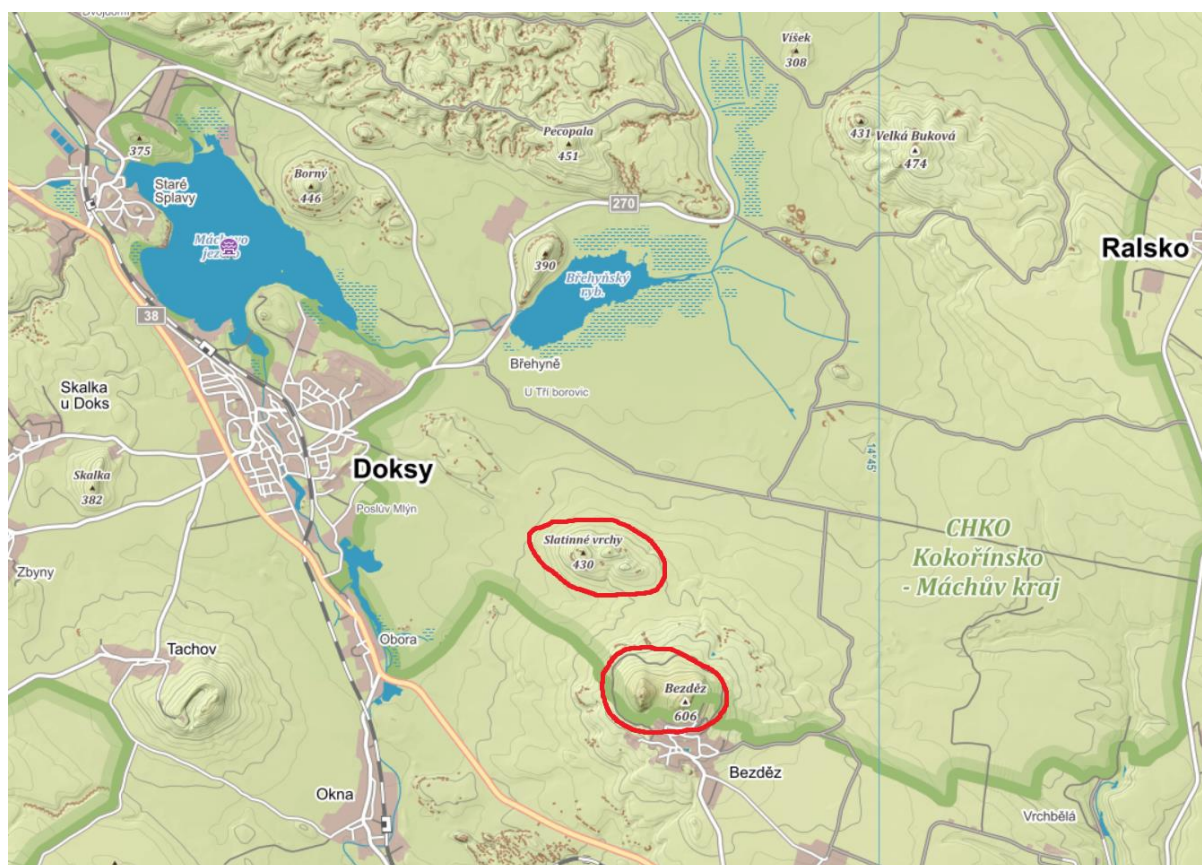
Cílem bakalářské práce je pomocí metody zpětných odchytů zhodnotit stav populace tesaříka alpského v Ralské pahorkatině. Práce se zaměřuje především na odhad velikosti populace na Velkém a Malém Bezdězu a na Slatinných vrších. Dále se práce zabývá disperzní schopností tohoto druhu a dalšími charakteristikami populace. Získané informace jsou porovnány s výsledky z předchozích výzkumů, které probíhaly v letech 2008, 2009 a 2015 (Drag a kol., 2011; Drag a kol., 2015a; Drag a kol., 2015b) a na jejich základě je nakonec navržen management vhodný k zajištění podmínek pro dlouhodobé přežití studované populace.

3. Metodika

3.1 Charakteristika území

Studovaná populace tesaříka alpského se nachází na území Ralské pahorkatiny. Ralská pahorkatina je rovinatá krajina posetá pískovcovými skalními útvary, rybníky a rašeliništi. Výraznou dominantou místní krajiny jsou neovulkanické vrchy tvořené třetihorními vyvřelinami. V různorodé krajině s mnoha typy biotopů se vyskytuje spousta chráněných druhů rostlin a živočichů. Rozmanitá vodní a mokřadní společenstva obývají podmáčené louky, rybníky a s nimi spojené vrbové porosty. Na území rezervace Swamp se vyskytují cenné rašelinné biotopy. Místy se rozprostírají přirozené smíšené lesy s dominantní borovicí a v oblasti pískovcových skal je dochovaná reliktní vegetace. Vzácnou faunu a flóru je možné potkat také ve starých porostech na vrcholcích bývalých sopek (AOPK ČR, 2022).

Výzkum probíhal na třech významných vrších v oblasti Ralské pahorkatiny – Velký Bezděz, Malý Bezděz a Slatinné vrchy (Obrázek 5).



Obrázek 5: Poloha studovaných lokalit. (Mapy.cz)

NPR Velký a Malý Bezděz (28,11 ha; 440–629 m n. m.; N 50°32.329', E 014°43.013')

Lokalita byla prohlášena za národní přírodní rezervaci (NPR) roku 2009, jako chráněné území však funguje již od roku 1949. Patří k území Ptačí oblasti českolipsko-dokeské pískovce a mokřady a je také evropsky významnou lokalitou v soustavě Natura 2000. Hlavním předmětem ochrany je tesařík alpský a netopýr velkouchý (*Myotis bechsteinii*). Rezervace se nachází asi 1 km od obce Bezděz a zahrnuje dva sousedící kopce, Velký Bezděz (603 m n. m.) a Malý Bezděz (578 m n. m.). Kopce vznikly vulkanickou činností přibližně před 34 mil. lety. Povrch pokrývají mělké půdy s mozaikou teplomilných společenstev kyselých bučin a dubohabřin. V nejvyšších částech se rozprostírají kamenité svahy s bezlesím nebo řídkým porostem starých buků. Místy se objevují také další dřeviny, například javory a jehličnany. Lokalita je domovem dalších vzácných druhů brouků, kterými jsou tesaříci *Necydalis ulmi* a *Stictoleptura erythroptera*, páchník hnědý (*Osmoderma barnabita*) nebo kovařík rezavý (*Elater ferrugineus*; Drag a kol., 2015b). Úpatí obou kopců je pokryto bukovým lesem, který je tvořen převážně mladším a hustým porostem. Strmé svahy Malého Bezdězu jsou poseté dubohabrovými háji se starými nízkými buky. Vzhled stromů ukazuje na tradiční způsoby hospodaření v minulosti. Od 12. století se na lokalitě páslo (Holec a Holcová, 2015). Stromy byly ořezávány a pravděpodobně zde probíhalo výmladkové hospodaření. Divoká zvěř, která zde nyní žije, v menší míře nahrazuje pastvu dobytka, ale zároveň brání zmlazování dřevin (Drag a kol., 2012).

EVL Slatinné vrchy (138 ha; 295–373 m n. m.; N 50°33.22297', E 14°42.27438')

Slatinné vrchy se staly součástí sítě Natura 2000 pro výskyt několika vzácných druhů rostlin a živočichů a ochránářsky významných biotopů. Evropsky významná lokalita (EVL) se nachází asi 2 km severozápadně od Malého Bezdězu. Lokalita se skládá ze tří vrcholů, z nichž nejvyšší dosahuje výšky 430 m n. m. Populace tesaříka alpského se koncentruje v horní části území kolem těchto vrcholů. Tato nejcennější část představuje plochu přibližně jen 17 ha. Na lokalitě se vyskytuje vegetace čedičových vulkanitů. V nižších částech na pískovcích rostou borovice, horní oblast je pokrytá bukovým porostem a charakteristickou vegetací (Drag a kol., 2015a). Kromě tesaříka alpského, který je hlavním předmětem ochrany této lokality, zde žije také vzácný kovařík rezavý (*Elater ferrugineus*).

Porost na Slatinných vrších je z většiny tvořen starými vysokokmennými stromy a dochází tak k častým polomům. Největší poškození způsobila vichřice na jaře roku 2015, která téměř zničila vrcholové části bukového porostu a vyvrátila asi 30 % stromů (Drag a kol.,

2015a). Vrchol zůstává pokrytý padlými kmeny, ale živé stromy v této části rezervace téměř chybí. Na lokalitě zatím stojí staré buky s mrtvým dřevem, nicméně mnoho z nich je již odumřelých. Zbytky bučin ohrožuje holosečné kácení a lokalita postupně zarůstá bylinami a keři. Nižší partie Slatinných vrchů a jejich okolí pokrývají borové monokultury.

3.2 Sběr dat

Monitoring byl uskutečněn pomocí metody zpětných odchyť (capture-mark-recapture) a probíhal v období od 10. 7. do 7. 8. 2020 na Malém a Velkém Bezdězu a na Slatinných vrších. Vyhledávání a značení jedinců probíhalo na Slatinných vrších ve 27 dnech. Na Malém a Velkém Bezdězu to bylo 24 značících dnů z nichž v šesti případech nebyl nalezen žádný jedinec (Tabulka 1).

Tabulka 1: Počty označených brouků v jednotlivých dnech.

Datum	Lokalita		
	Malý Bezděz	Velký Bezděz	Slatinné vrchy
10.7.	8	4	80
11.7.	0	0	3
12.7.	2	0	15
13.7.	4	7	45
14.7.	2	20	78
15.7.	3	9	72
16.7.	0	0	18
17.7.	0	0	11
18.7.	2	6	64
19.7.	5	10	52
20.7.	0	0	44
21.7.	4	9	56
22.7.	0	0	34
23.7.	1	1	73
24.7.	5	30	58
25.7.	7	4	29
26.7.	0	0	5
27.7.	3	14	42
28.7.	0	14	39
29.7.	6	5	11
30.7.	6	4	14
31.7.	0	0	30
1.8.	11	5	14
2.8.	2	6	11
5.8.	0	0	9
6.8.	0	6	17
7.8.	2	4	13

Značení tesaříka alpského se během celé doby účastnilo celkem 10 lidí. Všechny tři lokality byly navštěvovány každý den za příznivého počasí (bez deště), a to vždy alespoň jedním člověkem. Vyhledávání dospělých jedinců se provádělo v době aktivity brouka, tedy mezi 10. a 18. hodinou. Snažili jsme se, aby sběr na obou lokalitách byl vyvážený a několikrát za den. Při návštěvách lokalit jsme procházeli všechny části bukových porostů (kromě zcela nepřístupných částí Malého Bezdězu) a vyhledávali jsme brouky na kmenech stromů a velkých kusech dřeva.

Metoda značení jedinců byla shodná s použitou metodou v předchozích letech tak, aby výsledky bylo možné porovnat. Každý nalezený jedinec byl pomocí černého nesmazatelného fixu označen unikátním číslem na krovky (Obrázek 6). Kromě čísla brouka bylo dále zaznamenáno pohlaví, délka jedince, čas a datum odchyty a zeměpisné souřadnice. Každý brouk byl navíc vyfocen. Fotka později posloužila ke snadnějšímu rozpoznání jedinců, kteří byli znovu chyceni. Podle skvrn na krovkách a jiných jedinečných znaků každého brouka bylo možné jedince identifikovat i v případě, že značka byla nečitelná. Po zaznamenání všech údajů byl každý jedinec vypuštěn na místě odchyty. V případě opakovaného nálezu jedince se opět zaznamenaly všechny údaje a pořídila se fotka. Za zpětný odchyt se považoval každý další nález již označeného jedince.



Obrázek 6: Označený jedinec tesaříka alpského. (foto: Lucie Ambrožová)

3.3 Analýza dat

S použitím kontingenčních tabulek v MS Excel jsem vytvořila přehled o celkových a denních počtech samců a samic, které byly zaznamenány na jednotlivých lokalitách. Pro výpočet minimální délky života jsem použila údaje získané jen od opakovaně chycených jedinců. Minimální délka života byla definována jako rozdíl v počtu dní mezi prvním a posledním dnem odchyty jedince. Podle četnosti jednotlivých kategorií jsem určila průměrnou minimální délku života zvlášť pro samce a samice.

Informace o mobilitě jsem získala z dat pro opakovaně chycené jedince. Jejich zeměpisné souřadnice výskytu jsem převedla na matici vzdáleností pomocí programu Distance Matrix Generator (Ersts, 2012). Celková uletěná vzdálenost jedince byla měřena jako součet všech vzdáleností mezi místy jednotlivých odchytů během jeho života. Na základě této vzdálenosti jsem dopočítala průměrnou uletěnou vzdálenost zvlášť pro obě pohlaví.

Testování rozdílů mezi samci a samicemi jsem provedla s použitím chí-kvadrát testu (poměr pohlaví) a t-testu (rozdíly v délce života a rozdíly v disperzních schopnostech) v programu R (R Core Team, 2020). S grafickým zobrazením výsledků testů mi pomohl balíček ggplot2 (Wickham, 2016).

Přibližný odhad velikosti populace jsem zjistila pomocí Craigova modelu (Craig, 1953) v programu Craig Estimator (Sebek a Sebek, 2011). Ten vypočítal potřebné údaje z rozdílu mezi počtem všech odchytů a počtem jedinců, kteří byli chyceni vícekrát.

Přesnější odhady jsem potom získala z programu MARK (White a Burnham, 1999) s použitím metody Jolly-Seiber s POPAN parametrizací (Schwarz a Arnason, 1996). Tuto formu jsem vybrala, neboť je vhodná pro otevřené populace, ve kterých se počítá s natalitou, mortalitou, emigrací a imigrací. Nejprve jsem vytvořila základní model pro odhad velikosti populace, který je tvořen kombinací čtyř parametrů. Prvním parametrem je p , což je pravděpodobnost nalezení a odchytu jedince a týká se jednotlivých odchytů. Druhý parametr ϕ určuje pravděpodobnost přežití neboli s jakou pravděpodobností bude jedinec znovu odchycen a zahrnuje jak mortalitu, tak emigraci. Parametr $pent$ vyjadřuje pravděpodobnost vstupu do populace a zahrnuje natalitu a imigraci. Parametry ϕ a $pent$ charakterizují změny mezi jednotlivými dny odchyty. Poslední parametr N je odhad velikosti populace pro jednotlivé dny. Základní model počítal u všech parametrů s rozdíly mezi pohlavím a u parametrů p , ϕ a $pent$ předpokládal časovou proměnlivost. Kombinací parametrů a jejich vztahu k pohlaví a času jsem vytvořila několik variant základního modelu, které se lišily v Akaikeho informačním kritériu (AICc), podle kterého jsem je porovnávala a vybrala variantu

s nejnižší hodnotou AICc. Kritérium určuje nejlepší model na základě rovnováhy mezi přesností a jednoduchostí. Nejlepší vybraný model pak sloužil pro stanovení odhadu velikosti populace. Takto jsem odhadla velikost populace pro Slatinné vrchy zvlášť a pro Malý a Velký Bezděz dohromady. Kvůli relativně malému počtu zpětných odchytů na obou Bezdězech by odhad velikosti populace pro jednotlivé lokality byl zatížen vysokou chybou, a tak byla data z obou lokalit spojena.

4. Výsledky

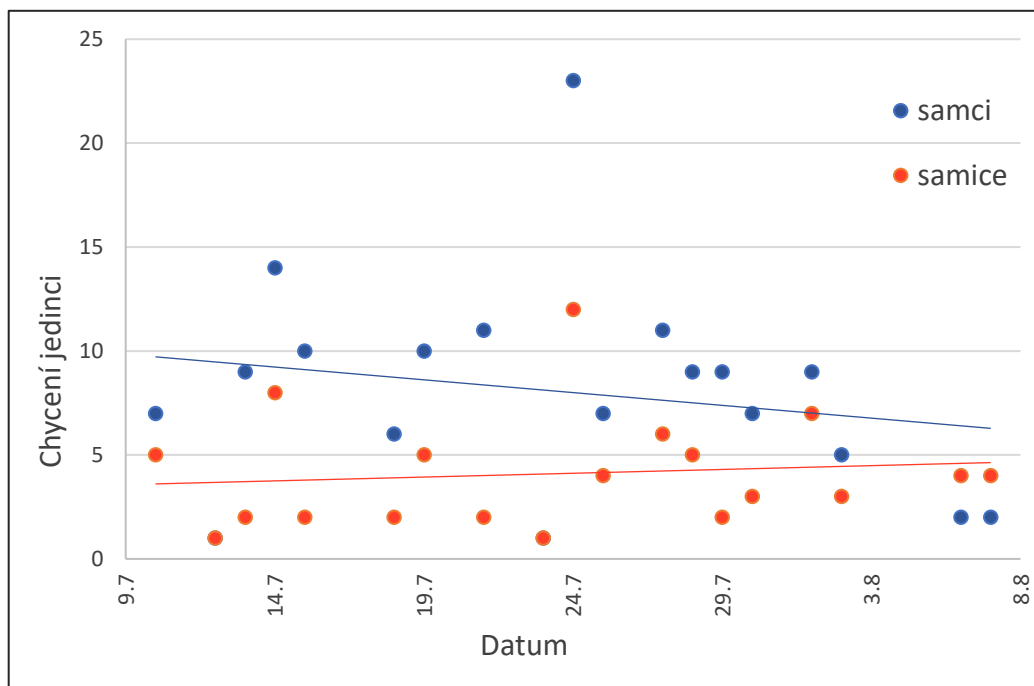
4.1 Pozorované počty

Celkem bylo v průběhu 29 dní označeno 935 jedinců (296 samic a 639 samců) a zaznamenáno 233 zpětných odchyť (Tabulka 2). Samci byli nalézáni častěji než samice (Chi-kvadrát = 125.83, df = 1, p <0.05), a to přibližně v poměru 2:1. Z celkového počtu označených brouků bylo zpětně odchyceno 25 % jedinců, kdy byl poměr pohlaví opět vychýlen ve prospěch samců (Chi-kvadrát = 153.31, df = 1, p <0.05). Větší část označených jedinců (N=731) pochází ze Slatinných vrchů, zatímco na Velkém a Malém Bezdězu bylo označených jedinců podstatně méně (N=204). Poměr označených a znovu chycených jedinců byl na jednotlivých lokalitách také nerovnoměrný. Na Malém a Velkém Bezdězu byl relativní počet zpětných odchyť mnohem menší než na Slatinných vrších.

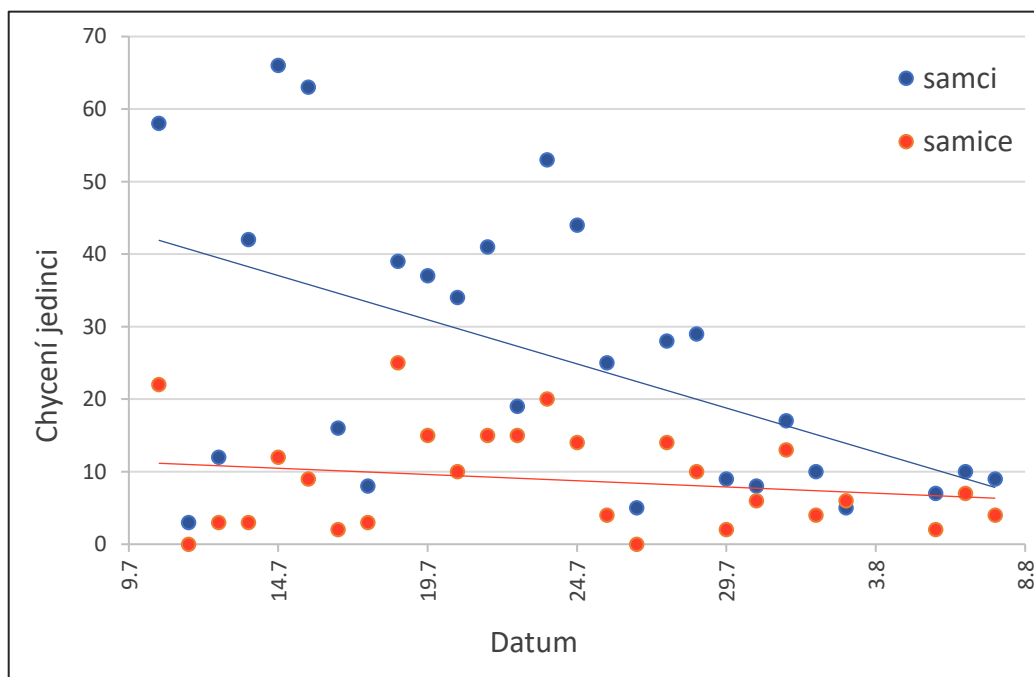
Tabulka 2: Počty označených jedinců (N) na jednotlivých lokalitách, počty zpětných odchyť (R) a jejich podíl z celkového počtu v %.

	Velký Bezděz			Malý Bezděz			Slatinné Vrchy			Celkem N	Celkem R	%
	N	R	%	N	R	%	N	R	%			
Samice	49	2	4,1	27	0	0,0	220	20	9,1	296	22	7,4
Samci	93	14	15,1	35	11	31,4	511	186	36,4	639	211	33,0
Celkem	142	16	11,3	62	11	17,7	731	206	28,2	935	233	24,9

Nejvyšších počtů brouci dosahovali v druhé polovině července (Obrázek 7 a 8). Po celou dobu jsme na lokalitách nacházeli více samců než samic. Počet nalezených samců byl nejvyšší ze začátku monitoringu, a pak se postupně snižoval, zatímco počet samic byl po celé sledované období přibližně stejný.



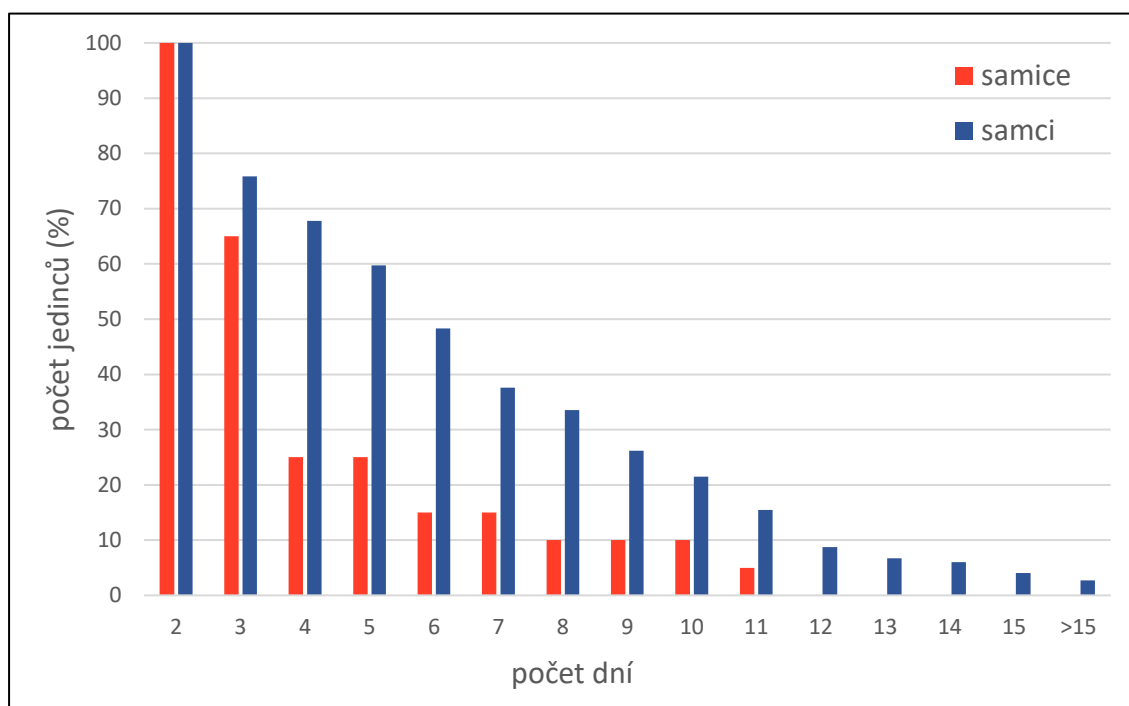
Obrázek 7: Počty zaznamenaných jedinců v průběhu monitoringu (10.7. – 7.8. 2020) na Velkém a Malém Bezdězu.



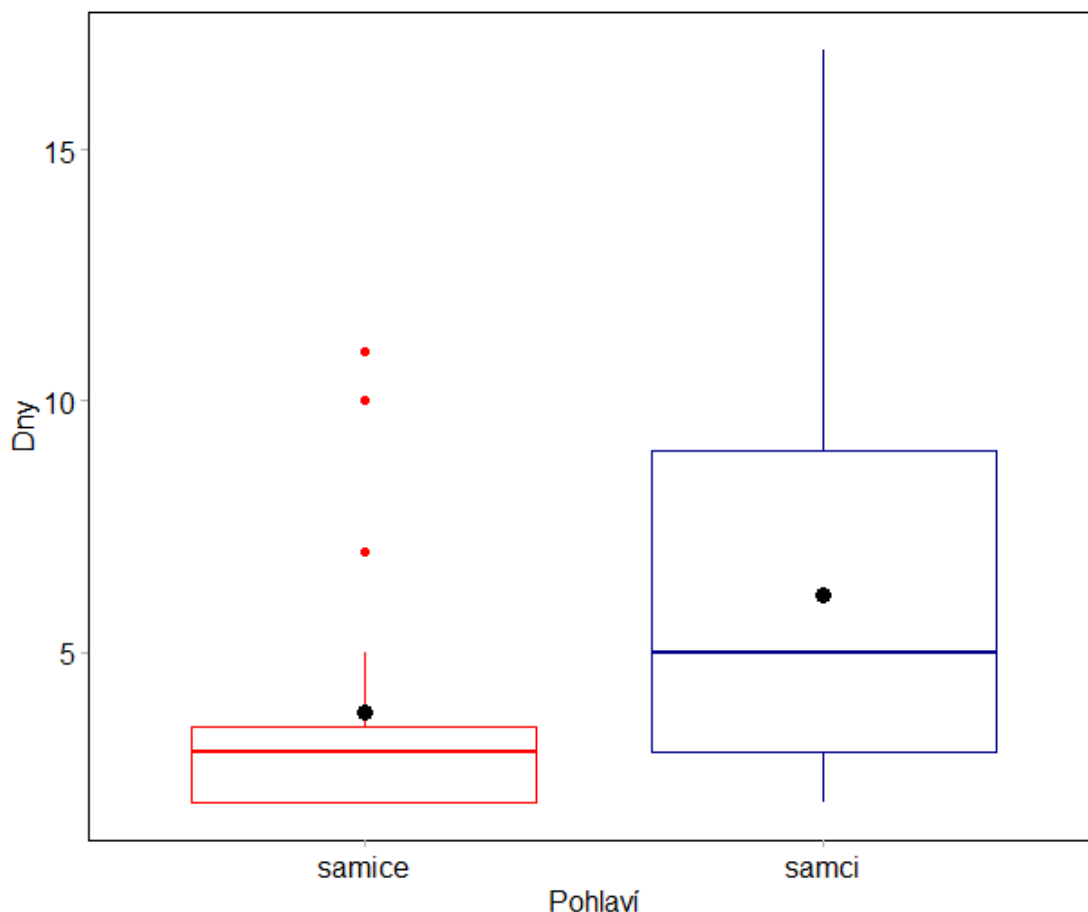
Obrázek 8: Počty zaznamenaných jedinců v průběhu monitoringu (10.7. – 7.8. 2020) na Slatinných vrších.

4.2 Minimální délka života

Nejdelší zaznamenaná minimální délka života byla 17 dní (Obrázek 9). Průměrná minimální délka života dospělých samic byla 3.8 dne, v případě samců 6.1 dní. Dvouvýběrový t-test ukázal, že minimální délka života mezi pohlavím byla signifikantně odlišná ve prospěch samců (t-test; $t = -3.5219$; $p < 0.01$; Obrázek 10).



Obrázek 9: Počet dnů mezi prvním a posledním odchytem (minimální délka života). Měřeno zvlášť pro samce a samice, počet jedinců v % (N samců = 149, N samic = 20).



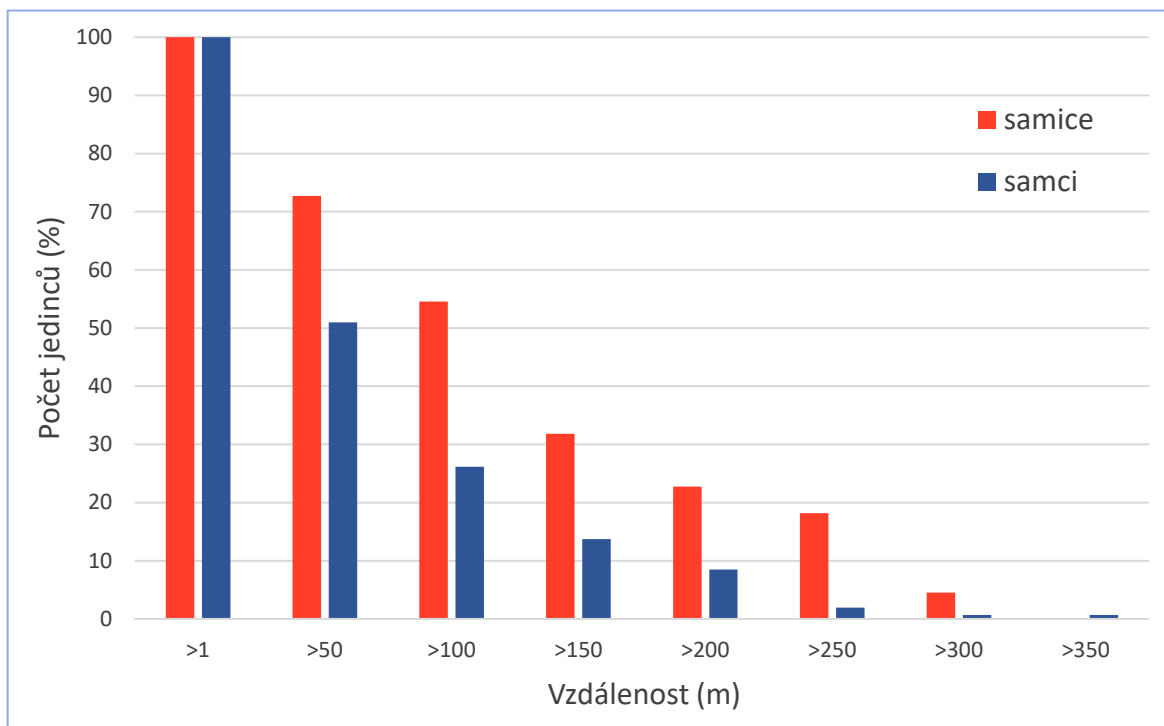
Obrázek 10: Minimální délka života samic (medián = 3; dolní a horní kvartil = 2, 3.5; min a max = 2, 11) a samců (medián = 5; dolní a horní kvartil = 3, 9; min a max = 2, 17). Průměry vyznačeny černou tečkou (samice = 3.8, samci = 6.1).

4.3 Mobilita

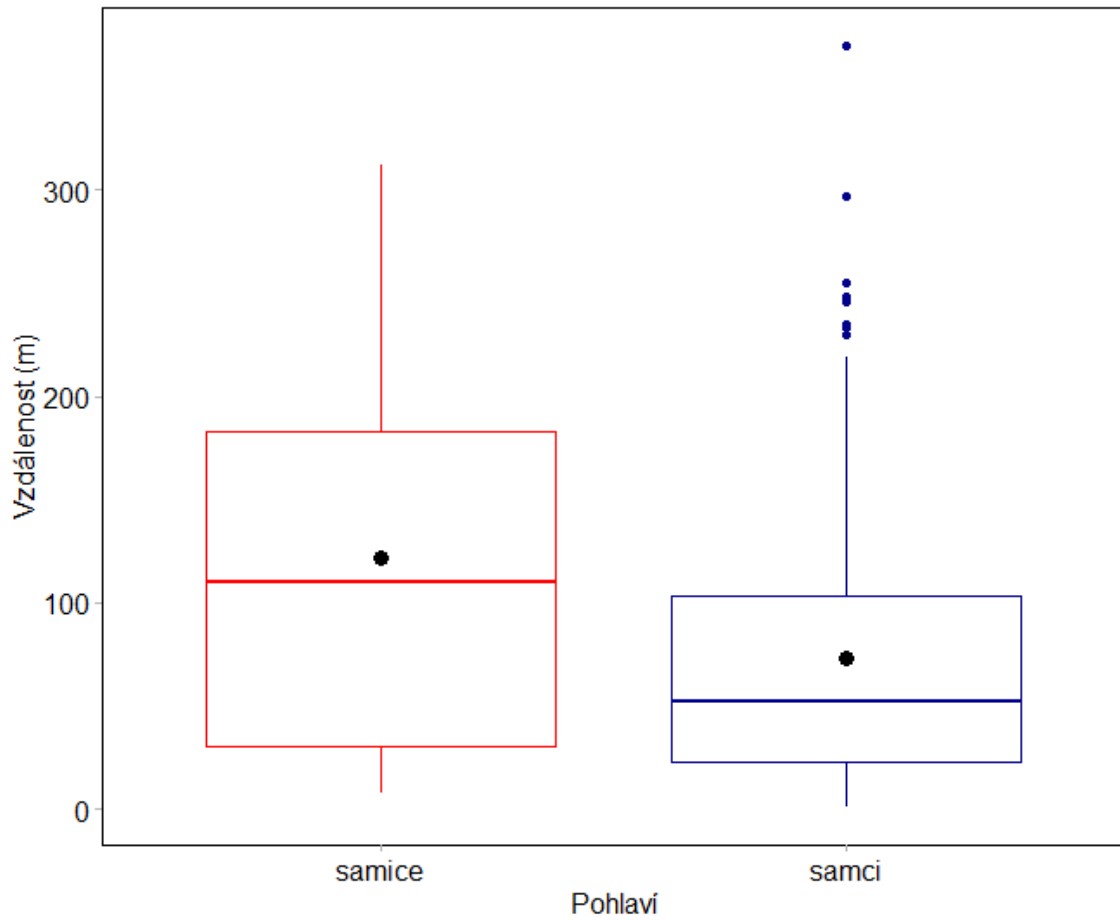
Nejdelší zaznamenaná vzdálenost byla 370 m, kterou překonal samec z Malého Bezdězu na Velký Bezděz. Průměrná překonaná vzdálenost byla 73 m u samců a 122 m u samic. Více než polovina samců a samic překonala během svého života vzdálenost minimálně 50 m, zatímco vzdálenost větší než 300 m překonalo již jen 5 % samic a 1 % samců (Obrázek 11). Rozdíly v uletěných vzdálenostech se mezi samci a samicemi průkazně lišily ve prospěch samic (t-test; $t = 2,3133$; $p < 0.05$; Obrázek 12).

Jak lze očekávat, uletěná vzdálenost s delší dobou přežití rostla. Jedinci s minimální délkou života do 5 dnů překonali v průměru vzdálenost 62 m. U jedinců žijících minimálně 6–10 dní to bylo 96 m a průměrná vzdálenost v případě jedinců s minimální délkou života 11–17 dní byla 118 m. Ačkoli uletěná vzdálenost rostla také s počtem přeletů, které jedinci

k překonání této vzdálenosti potřebovali, tak jedinci s nejdelšími vzdálenostmi (kolem 300 m) je zvládli uletět během jednoho nebo dvou přeletů. Nejdelší jednotlivé přelety byly na vzdálenost necelých 200 m. Délka jednotlivých přeletů byla nejčastěji 1-10 m a přelety delší než 50 m se objevovaly spíše vzácně.



Obrázek 11: Vzdálenost, kterou jednotlivci uletěli mezi prvním a posledním odchytem. Měřeno zvlášť pro samce a samice, počet jedinců v % (N samců = 153, N samic = 22).



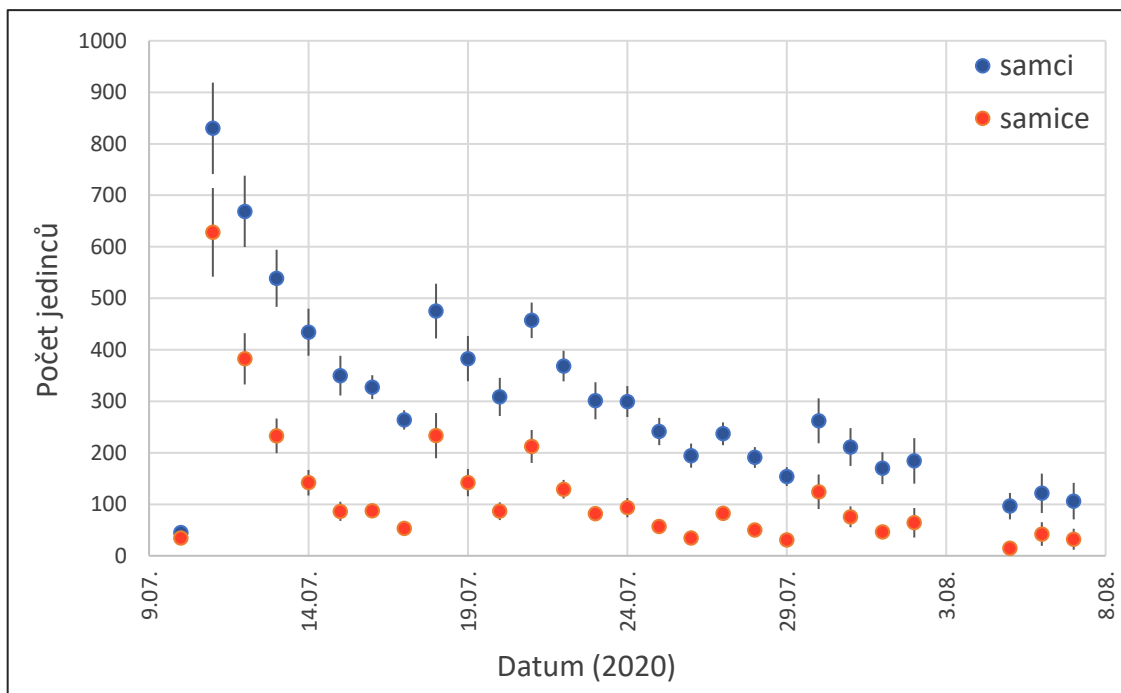
Obrázek 12: Porovnání rozdílů v mobilitě mezi samicemi (medián = 110; dolní a horní kvartil = 30.5, 182.5; min a max = 8, 312) a samci (medián = 52; dolní a horní kvartil = 23, 103; min a max = 1, 370). Průměry vyznačeny černou tečkou (samice = 122; samci = 73).

4.4 Odhady početnosti

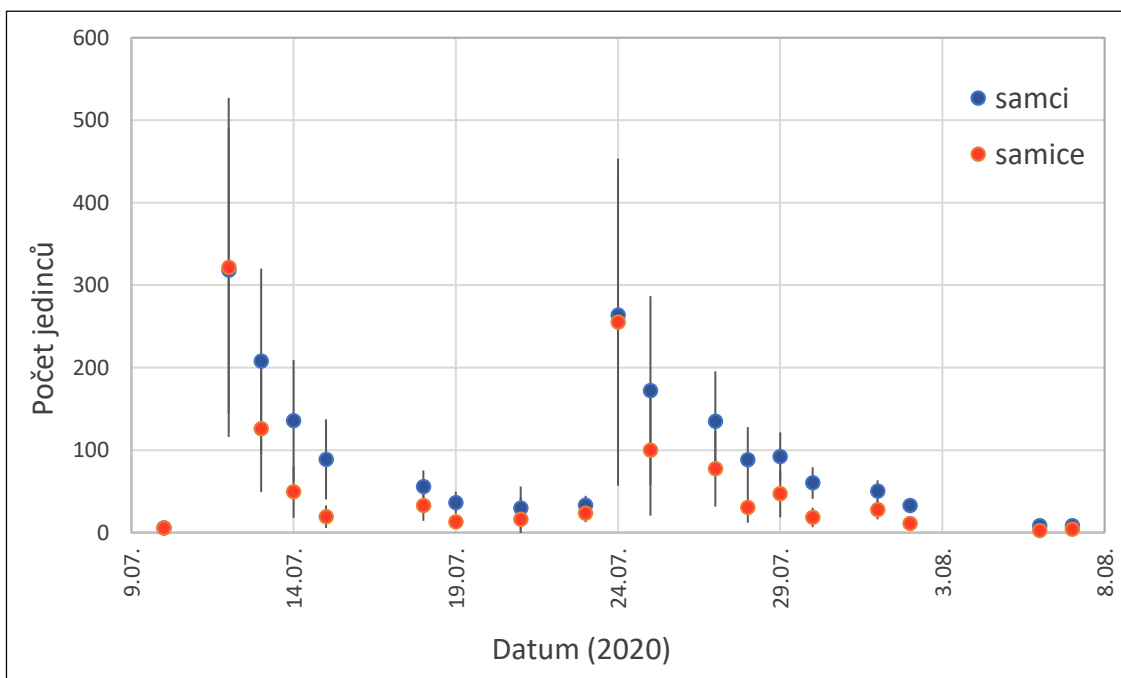
Velikosti populace byla odhadnuta v programu Craig estimator na 1806 (± 212) jedinců na Slatinných vrších, 727 (± 338) jedinců na Velkém Bezdězu a 217 (± 117) jedinců na Malém Bezdězu. Pro přesnější výsledky jsem ještě spojila údaje pro Malý a Velký Bezděz a v tomto případě odhad činil 910 (± 322) jedinců.

Přesnější odhady velikosti populace jsem provedla v programu MARK pomocí metody Jolly-Seber a vybrala nejpresnější model zvlášť pro Slatinné vrchy a dohromady pro Velký a Malý Bezděz. Pro obě lokality vyšel stejný nejlepší model, ve kterém byla pravděpodobnost chycení a započtení jedince (p) závislá na čase, pravděpodobnost vstupu nových jedinců do populace ($pent$) také závisela na čase a pravděpodobnost, že jedinec přežije a bude znovu chycen (phi) byla závislá na pohlaví. Takto definovaný model odhadl velikost populace na

Slatinných vrších na 1923 (± 156) samců a 1673 (± 235) samic a na Velkém a Malém Bezdězu na 1054 (± 355) samců a 1527 (± 730) samic (Obrázek 13 a 14).



Obrázek 13: Denní odhady počtu jedinců (a vyznačená standardní chyba odhadu) tesaříka alpského na Slatinných vrších v průběhu monitoringu (10.7. – 7.8.2020).



Obrázek 14: Denní odhady počtu jedinců (a vyznačená standardní chyba odhadu) tesaříka alpského na Velkém a Malém Bezdězu v průběhu monitoringu (10.7. – 7.8.2020).

5. Diskuze

5.1 Odhad velikosti populace

Na základě odhadů programem MARK lze říci, že populace v Ralské pahorkatině zahrnovala přes 6 tisíc dospělých brouků, z toho 3–4 tisíce na Slatinných vrších a 1,5–3,5 tisíce na Velkém a Malém Bezdězu. Protože tesařík alpský prodělává většinou tříletý vývoj a dospělci tvoří jen část všech jedinců, reálná velikost populace se započtením larev může být až několikanásobně vyšší. Nicméně, odhady počtu jedinců na Bezdězech jsou zatíženy velkou chybou, což je způsobeno především nízkým počtem zpětných odchyť. To je patrné zejména u samic, u nichž se podařilo na obou kopcích odchyť pouze dva označené jedince. Naproti tomu odhady pro Slatinné vrchy jsou relativně přesné díky velkému množství označených jedinců i jejich zpětných odchyť.

Nejvíce brouků se objevovalo kolem poloviny července. Hned první den monitoringu (10.7.) bylo zaznamenáno na Slatinných vrších 80 brouků, což byl zároveň nejvyšší počet za celé sledované období. Takto vysoké počty by mohly poukazovat na to, že nebyl zachycen úplný začátek sezony. Nicméně během kontrolního průzkumu aktivity dne 5.7. na Bezdězech nebyl objeven žádný jedinec. To znamená, že sice nemáme záznamy z úplného začátku sezony, ale přesto jsme stihli její počáteční fázi.

5.1.1 Slatinné vrchy

Stav populace

Podle odhadů v programu MARK populace na Slatinných vrších v roce 2020 zahrnovala přibližně 3600 jedinců, zatímco v roce 2009 to bylo jen kolem 1000 jedinců a v roce 2008 zhruba 600 jedinců (Tabulka 3; Drag a kol., 2011). Craigův model odhaduje necelé 2000 jedinců pro rok 2020 a výrazně nižší počty v letech předchozích (Tabulka 4). Výsledky získané z obou modelů tak naznačují výrazný nárůst této části populace oproti předchozím rokům.

Nárůst početnosti brouků může mít dvě hlavní příčiny. Zaprvé je to zvýšená nabídka mrtvého dřeva a zadruhé celkově lepší prosbírnost daného území. V roce 2015 se následkem vichřice, která vyvrátila asi 30 % stromů, nahromadilo velké množství mrtvého dřeva (Drag a kol., 2015a). Jelikož většina popadaných stromů na lokalitě zůstala, brouk má tak nyní mnohem větší prostor k vývoji. Nárůst početnosti brouků opožděný za touto událostí časově zhruba odpovídá víceletému vývoji tesaříka alpského. O velké prosbírnosti lokality vypovídají vysoké počty označených jedinců i zpětných odchyť. To je způsobeno relativně malou rozlohou území, ale hlavně k tomu opět přispělo velké množství mrtvého dřeva ležícího

na zemi, díky čemuž bylo v roce 2020 mnohem snadnější jedince najít a označit. Určitou roli mohly také hrát meziroční výkyvy v početnosti jedinců, které jsou u hmyzu běžné.

Návrh managementu

Problémem na Slatinných vrších je velmi malá rozloha bukových porostů. V roce 2008 to bylo odhadem 12 ha (Drag a kol., 2011) a v důsledku častých polomů se rozloha neustále zmenšuje. Ačkoli padlé stromy ve většině případů zůstávají ležet na místě, některé z nich jsou odváženy pryč nebo přemístovány na skládku na okraji lesa. Kromě toho se rozloha zmenšuje i přetrvávající těžbou buků, následkem čehož jsou zbývající vysokokmenné stromy ještě více náchylné k vývrátům. Chybějící část porostu, ať již v důsledku těžby nebo přirozenou cestou, bývá navíc nahrazena nevhodnými druhy dřevin, například dubem nebo jedlí.

Pro podporu tesaříka alpského musí být na lokalitě zachovány všechny zbývající buky. Je tedy nezbytné úplně zabránit těžbě a odvozu stávajících stromů, což se týká nejen stále živých stromů, ale i těch, které zde zůstaly ležet po vichřici. Také by už nemělo docházet k dalšímu nahrazování původního porostu výsadbami dřevin nevyužitelnými pro vývoj tesaříka, a naopak by bylo vhodné jej opět rozšířit odstraněním těchto dřevin a obnovou porostu hostitelských druhů.

Dalším důležitým faktorem pro dlouhodobé udržení tesaříka alpského na Slatinných vrších je kontinuita mrtvého dřeva. To znamená, že na lokalitě se musí nacházet vždy alespoň nějaké, což je zajištěno zastoupením stromů různých věkových kategorií současně. V takovém porostu se tedy objevují stromy staré a již odumřelé v různém stádiu rozkladu, ale i mladé a živé sloužící pro vývoj pozdějších generací brouka. Mladá generace stromů zde ale v současné době chybí, což v budoucnu bude mít důsledek v podobě nedostatku mrtvého dřeva. Ačkoli je tedy v současné době mrtvého dřeva na lokalitě dostatek a udržuje dočasně stabilní populaci, je tento příznivý stav jen dočasný, protože do několika let se toto dřevo rozpadne a přestane být pro tesaříka atraktivní. Nutné je proto zachovat všechny větší kusy mrtvého dřeva, bez ohledu na to, jestli již obsahují larvy nebo poslouží jako zdroj potravy až později. Dřevo navíc musí být ve stavu, kdy je larvami využitelné. To znamená, že by mělo zůstat na stejném místě a nemělo by být přemístováno na již existující skládku, která je na nevhodném místě ve stínu, kde se pravděpodobně dříve znehodnotí.

Jedním z aktuálně dostupných řešení, jak zajistit dostatek mrtvého dřeva, je ořez stávajících stromů. Ořez umožní vznik mrtvého dřeva na živých stromech již po relativně krátké době a poskytne větší množství mikrostanovišť na malém prostoru. Tyto stromy budou zdrojem potravy pro specializované organismy, dokud se neobnoví porost stromů potřebného

vzrůstu. Navíc se ořezem prodlužuje životnost stromu tím, že snižuje jeho těžiště a přispívá tak k větší stabilitě, čímž se sníží riziko vývratu.

Pokud by nastala situace, že na lokalitě bude kritický nedostatek mrtvého dřeva, v krajním případě by k podpoře populace mohly přispět i skládky dřeva určené přímo pro vývoj larev. Sloužily by jako částečná náhrada mrtvých stromů v době, kdy stávající stromy již budou pryč, ale bukový porost s dostatkem mrtvého dřeva nebude ještě obnoven. Brouci by se zatím mohli koncentrovat právě na těchto místech. Jednalo by se o velké kusy dovezeného dřeva vhodně rozmístěné na lokalitě a v jejím okolí.

5.1.2 Velký a Malý Bezděz

Stav populace

Výsledky získané programem MARK ukazují, že Velký a Malý Bezděz obývalo v roce 2020 přibližně 2600 jedinců, zatímco v roce 2008 to bylo jen 1700 (Drag a kol., 2011; Tabulka 3), a že tedy počet jedinců vzrostl. Naopak Craigův model odhaduje pro rok 2020 zhruba 900 jedinců, a tedy počty naopak nižší, než v předchozích letech (Tabulka 4). Jelikož výsledky z roku 2020 jsou zatíženy velkou nepřesností odhadu kvůli velmi malému počtu zpětných odchytů, je jejich výpověď velmi omezená a nelze tak jednoznačně určit směr vývoje zdejší části populace. Oba modely nicméně ukazují, že od roku 2008 nejspíše nedošlo k výrazné změně v početnosti (například jako na Slatinných vrších), nebo alespoň prozatím nebylo možné ji zaznamenat.

Nehledě na použitý model jsme nicméně zaznamenali celkově nižší počty označených brouků, zejména na Malém Bezdězu. Existují zřejmě dva důvody, proč zaznamenané počty brouků byly nízké. Podmínky na vrcholcích kopců byly v posledních letech méně příznivé. Je tedy možné, že vlivem suchých a teplých podmínek posledních let vzrostla nabídka mrtvého dřeva, které se nachází převážně v korunách a na stromech stojících v nepřístupném terénu, kde se brouci mohou snadno ukrýt, takže bylo obtížné je najít a označit. Existuje však i možnost, že velikost populace na Bezdězech v posledních letech opravdu poklesla. Extrémní podmínky v podobě tepla a sucha ovlivnily mrtvé dřevo natolik, že broukům již nemusí vyhovovat, a tudíž pokles početnosti může být reálný. Pro lepší odhad vývoje v následujících letech je tedy potřeba situaci dále sledovat.

5.1.2.2 Návrh managementu

V lese v nižších partiích kopců převládá bezzásahový režim. V důsledku toho zde dominují vysokokmenné buky se zapojenými korunami, kterými do porostu proniká málo světla. Tyto porosty jsou z hlediska dlouhodobého přežití tesaříka nevhodné, jelikož udržují vlhčí mikroklima a zhoršují tím kvalitu mrtvého dřeva. V ideálním případě by se zde přešlo k výběrnému hospodaření nebo by se porost přetvořil na střední les. V každém případě hustý bukový les vyžaduje mírné proředění, aby se do porostu dostalo více slunečního světla. Mezi stromy určenými k odstranění by měly být hlavně dřeviny, které nejsou pro tesaříka využitelné, případně některé buky.

Na vrcholcích kopců je vhodných stromů zatím dostatek, ale většina z nich je již velmi starých, a naopak chybí mladé bučiny, které by v budoucnu obnovily stanoviště. Zde by bylo vhodné mezi staré stromy vysázet řídký porost mladých buků, ovšem jen v takové míře, kdy nebudou starým stromům konkurovat o světlo.

Efektivním řešením ke zvýšení nabídky mrtvého dřeva je i na Velkém a Malém Bezdězu ořez vybraných stromů. Ořez by měl být prováděn jak ve vrcholových částech kopců, tak zejména v nižších partiích, kde tento typ stromů zatím téměř chybí. V nedávné době proběhl zkušební ořez několika stromů pod hradbami Velkého Bezdězu a na vrcholu Malého Bezdězu. Doba pro zhodnocení tohoto zásahu je zatím krátká a ořezaných stromů málo. Nicméně se ukazuje, že ořez na exponovaných místech Velkého Bezdězu nebyl ideální. Ořez stromy obvykle trochu oslabí a v případě těchto stromů se kvůli suchým a horkým podmínkám jejich odolnost snížila natolik, že stromy uschly. Napřed je tedy nutné pečlivě zhodnotit, které stromy jsou k ořezu vhodné. Důležitá je redukce podrostu v okolí stromů, čímž se zabrání konkurenci o světlo a stromy získají dostatek času k přizpůsobení se novým podmínkám. Prozatím bude stačit ořez suchých částí nebo jen několika málo větví. Také je potřeba dbát na to, aby ořez nebyl proveden příliš nízko, jinak by výmladky mohla ožírat zvěř (Čížek a kol., 2016). Alternativou k ořezu může být v některých místech pařezinové hospodaření s tvorbou vysokých pařezů, které zde bylo běžné, jak napovídá množství polykormonů (Čížek a kol., 2015).

Stejně jako na Slatinných vrších je třeba zabránit odnosu mrtvého dřeva. Na lokalitě je potřeba zachovat odumřelé buky a jejich části, stejně tak vhodné kusy dřeva zbylé po proředění lesa a ořezu stromů. Případně je možné padlé kmeny ležící v zapojeném lese přesunout na lépe osluněné místo.

Tabulka 3: Odhady velikosti populací programem MARK (White a Burnham, 1999) pro roky 2008, 2009 a 2020 pro obě pohlaví zvlášť. Odhady z let 2008 a 2009 převzaty z výsledků monitoringu Drag a kol. (2011).

Lokalita	Odhad N 2008		Odhad N 2009		Odhad N 2020	
	♂	♀	♂	♀	♂	♀
Slatinné vrchy	388 (±64)	286 (±60)	519 (±46)	495 (±62)	1923 (±156)	1673 (±235)
V. Bezděz	447 (±57)	392 (±76)	-	-	-	-
M. Bezděz	366 (±115)	509 (±137)	-	-	-	-
V. + M. Bezděz	-	-	-	-	1054 (±355)	1527 (±730)

Tabulka 4: Odhady velikosti populací (včetně 95 % konfidenčních intervalů) dle Craiga (1953) pro roky 2008, 2009, 2015 a 2020. Odhady převzaty z výsledků monitoringů (Drag a kol., 2011; Drag a kol., 2015a; Drag a kol., 2015b).

Lokalita	Odhad N 2008	Odhad N 2009	Odhad N 2015	Odhad N 2020
	(95 % CI)	(95 % CI)	(95 % CI)	(95 % CI)
	♂+♀	♂+♀	♂+♀	♂+♀
Slatinné vrchy	545 (410–681)	834 (711–957)	365 (306–424)	1806 (1594–2018)
V. Bezděz	709 (539–879)	-	1199 (253–2146)	727 (389–1065)
M. Bezděz	338 (264–413)	-	674 (148–1200)	217 (100–334)
V. + M. Bezděz	1012 (846–1178)	-	1836 (816–2856)	910 (588–1231)

5.2 Mobilita

Při porovnání s výsledky z předchozích let se potvrzuje, že tesařík alpský je celkem mobilní druh a dospělí jedinci jsou schopni během svého krátkého života překonat vzdálenost několika desítek až stovek metrů. Výsledky méj práce ukazují, že vzdálenost delší než 50 m překonalo 73 % samic a 51 % samců, zatímco v letech 2008 a 2009 to bylo 45 % samic a 42 % samců (Drag a kol., 2011). V minulých letech bylo pozorováno naopak větší množství překonaných vzdáleností delších než 300 m, což tentokrát bylo vzácné a týkalo se přibližně 1 % jedinců. Z toho byl zaznamenán jediný přelet mezi lokalitami, a to mezi Malým a Velkým Bezdězem.

Přelet mezi lokalitami dokazuje, že brouci jsou schopni překonat i relativně velké vzdálenosti, nicméně většina sledovaných jedinců se zdržovala spíše na menším prostoru. To potvrzují výsledky i předchozích studií. Například Campanaro a kol. (2017) ukázali, že jedinci tesaříka alpského navštěvují stromy a kusy dřeva převážně v blízkosti místa (do 300 m), kde se vylíhli. Navíc tentokrát brouci pravděpodobně neměli potřebu hledat vhodná stanoviště jinde díky velkému množství mrtvého dřeva, a tak létali méně, než tomu bylo v předchozích letech.

Metoda zpětného odchyty je často využívána k měření disperze hmyzu, nicméně její velkou nevýhodou je značné podhodnocení výsledků (Komonen a Müller, 2018). To je způsobeno tím, že při použití této metody není možné zaznamenat každý pohyb během života dospělých brouků. To platí zejména u delších přeletů, protože pokud jedinec odletí pryč z lokality, výrazně klesá pravděpodobnost, že bude opět nalezen. Tato pravděpodobnost závisí na situaci, do které se brouk může dostat. V prvním případě se jedinec ztratí v okolí či doletí na lokalitu mimo oblast probíhajícího značení jedinců, takže brouka již nelze znovu najít a zaznamenat. V druhém případě se sice dostane na jinou lokalitu, kde může být znovu nalezen, ale může se skrývat v porostu a uniknout tak pozornosti (tak jako tomu bylo například při hledání jedinců na Malém a Velkém Bezdězu). Významný vliv na pravděpodobnost opakovaného nálezu jedince mimo původní lokalitu má také geografické členění Ralské pahorkatiny. Rozmístění lokalit způsobuje, že brouci jsou omezeni na malých plochách oddělených vzdálených od sebe několik kilometrů, takže přelety mezi nimi nejsou tolik časté a týkají se jen malého množství jedinců (Drag a kol., 2011). Z uvedených důvodů nakonec vzniká dojem, že schopnost delších přeletů není u tesaříka alpského příliš velká.

K zajištění stabilnější populace v Ralské pahorkatině by bylo vhodné usnadnit tesaříku alpskému šíření na lokality v okolí míst trvalého výskytu. Brouk se trvale koncentruje jen na třech lokalitách, ze kterých se jen omezeně šíří do okolí a vytváří dočasné populace. Mnoho vhodných stanovišť v celé oblasti není využito, neboť jsou malé a dělí je od sebe velké vzdálenosti. Navíc může v budoucnu nastat situace, že stav hlavních lokalit se zhorší tak, že nebudou stačit k dlouhodobému přežívání tesaříka alpského. Je tedy potřeba, aby brouk mohl snadno využívat a trvale obývat i ostatní lokality.

Toho lze docílit vytvořením sítě stanovišť propojující hlavní lokality (Slatinné vrchy, Velký a Malý Bezděz) s okolními. Jsou jimi Velká a Malá buková, Mlýnský vrch, Borný a Pecopala, kde byl již v minulosti potvrzen jeho výskyt (Honců a Roztočil, 2006; Drag a kol., 2009, Drag a kol., 2015c). Síť stanovišť by mohla být tvořena porosty s vhodnými stromy, které budou rozmístěny v prostoru v doletové vzdálenosti brouka nebo v podobě alejí spojující

jednotlivé lokality. Důležité je, aby tyto prvky byly na viditelných místech v krajině pro snadnější orientaci brouků. Díky stanovištím roztroušených v prostoru mezi lokalitami budou brouci schopni šířit se do okolí na vzdálenosti, které by při jediném přeletu byly nepravděpodobné a nebudou tolik omezeni na místa současného výskytu. Stejně jako porosty na lokalitách s trvalým výskytem tesaříka se ani tato místa neobejdou bez péče pro vytvoření a udržení optimálních podmínek jako je ořez stromů a případně také proředění porostu.

6. Závěr

V létě 2020 probíhal monitoring tesaříka alpského na třech hlavních lokalitách jeho výskytu v Ralské pahorkatině. Podle získaných výsledků byla velikost populace odhadnuta na 6 tisíc dospělých brouků. Na Slatinných vrších počet jedinců za posledních deset let výrazně vzrostl díky velkému množství mrtvého dřeva. I přes to však této části populace hrozí postupný zánik, protože aktuální mrtvé dřevo je časově omezeno a vznik nového není podpořeno dostatečnou velikostí a kontinuitou bukového porostu. Na Velkém a Malém Bezdězu není zcela jasné, kterým směrem se vývoj tamní populace ubírá. Buď se její stav výrazně nemění, anebo se populace zmenšuje. Teprve v příštích letech se ukáže, jestli brouci byli jen více skrytí a tím došlo k umělému podhodnocení odhadů, nebo je druh opravdu na ústupu.

Výsledky monitoringu potvrdily relativně velkou schopnost disperze tohoto brouka, včetně přeletů na delší vzdálenosti, jak potvrzuje zaznamenaný přelet mezi Velkým a Malým Bezdězem. Schopnost dlouhých přeletů mu umožňuje šíření a osidlování i okolních lokalit, které jsou jedním z klíčových prvků pro jeho dlouhodobé přežití v Ralské pahorkatině i v budoucnosti. Nicméně tyto okolní lokality jsou od sebe často izolované a zbývají na nich již jen malé fragmenty starých bučin. Je proto nutné zlepšit potřebné podmínky nejen na hlavních, ale i na potenciálně vhodných lokalitách a podpořit na nich tvorbu nových porostů. Důležitou součástí by měl být i pravidelný monitoring vývoje stavu populace.

7. Literatura

Adamski, P., Bohdan, A., Michalcewicz, J., Ciach, M., Witkowski, Z. (2016). Timber stacks: potential ecological traps for an endangered saproxylic beetle, the Rosalia longicorn Rosalia alpina. *Journal of Insect Conservation*, 20(6), 1099-1105.

Baillie, J., Gärdenfors, U., Groombridge, B., Rabb, G., Stattersfield, A. J. (1996). 1996 IUCN Red List of threatened animals, IUCN-SSC

Bartnik, C., Michalcewicz, J., Ledwich, D., Ciach, M. (2020). Mycobiota of dead Ulmus glabra wood as breeding material for the endangered Rosalia alpina (Coleoptera: Cerambycidae). *Polish Journal of Ecology*, 68(1), 13-22.

Bobiec, A., Gutowski, J.M., Laudenslayer, W.F., Pawlaczyk, P., Zub, K. (2005). The Afterlife of a Tree. Warsaw. WWF Poland.

Bosso, L., Rebelo, H., Garonna, A. P., Russo, D. (2013). Modelling geographic distribution and detecting conservation gaps in Italy for the threatened beetle Rosalia alpina. *Journal for nature conservation*, 21(2), 72-80.

Bosso, L., Smeraldo, S., Rapuzzi, P., Sama, G., Garonna, A. P., Russo, D. (2018). Nature protection areas of Europe are insufficient to preserve the threatened beetle Rosalia alpina (Coleoptera: Cerambycidae): evidence from species distribution models and conservation gap analysis. *Ecological Entomology*, 43(2), 192-203.

Caci, G., Biscaccianti, A. B., Cistrone, L., Bosso, L., Garonna, A. P., Russo, D. (2013). Spotting the right spot: computer-aided individual identification of the threatened cerambycid beetle Rosalia alpina. *Journal of insect conservation*, 17(4), 787-795.

Campanaro, A., De Zan, L. R., Hardersen, S., Antonini, G., Chiari, S., Cini, A., Mancini, E., Mosconi, F., Rossi de Gasperis, S., Solano, E., Bologna, M. A., Peverieri, G. S. (2017). Guidelines for the monitoring of Rosalia alpina. *Nature Conservation*, 20, 165-203.

Castro, A., Drag, L., Cizek, L., Fernández, J. (2019). Rosalia alpina adults (Linnaeus, 1758) (Insecta, Coleoptera) avoid direct sunlight. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42(1), 59-63.

- Castro, A., Fernández, J. (2016). Tree selection by the endangered beetle *Rosalia alpina* in a lapsed pollard beech forest. *Journal of Insect Conservation*, 20(2), 201-214.
- Castro, A., Martínez de Murgía, L., Fernández, J., Casis, A., Molino-Olmedo, F. (2012). Size and quality of wood used by *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in beech woodlands of Gipuzkoa (northern Spain). *Munibe*, 60, 77–100.
- Ciach, M., Michalcewicz, J. (2013). Correlation between selected biometric traits of adult *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and size of their exit holes: new perspectives on insect studies. *Pol. J. Ecol*, 61(2), 349-355.
- Ciach, M., Michalcewicz, J. (2014). Pastureland copses as habitats for a primeval forest relict: a unique location of the Rosalia Longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) in the Polish Carpathians. *Polish Journal of Entomology*, 83(1), 71-77.
- Cizek, L., Schlaghamerský, J., Bořucký, J., Hauck, D., Helešic, J. (2009b). Range expansion of an endangered beetle: Alpine Longhorn *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) spreads to the lowlands of Central Europe. *Entomologica Fennica*, 20(3), 200-206.
- Craig CC (1953). On the utilization of marked specimens in estimating populations of flying insects. *Biometrika*, 40, 170–176
- Čížek L., Drag L., Hauck D., Foltan P., Okrouhlík J. (2015). Management populací evropsky významných druhů hmyzu v České republice: Tesařík alpský (*Rosalia alpina*). *Certifikovaná metodika TAČR. Biologické centrum AV ČR, České Budějovice*, pp. 29.
- Čížek, L., Hauck, D., Čamlík, G., Šebek, P. (2020). Ořezávané stromy–Zapomenuté dědictví. Historie, současnost a význam v ochraně přírody. *Agentura Gevak sro*, pp. 92.
- Čížek, L., Pokluda, P., Hauck, D., Roztočil, O., Honců, M. (2009a). Monitoring tesaříka alpského v Ralské pahorkatině. [*Alpine longicorn in the Ralska Upland.*] *Bezděz*, 18, 125-140.
- Čížek, L., Šebek, P., Bače, R., Beneš, J., Doležal, J., Dvorský, M., Miklín, J., Svoboda, M. (2016). Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy. *Certifikovaná metodika. Biologické Centrum AV ČR, České Budějovice*, pp. 126.

Drag, L., Čížek, L., Hauck, D., Čtvrtečka, R., Kozel, P. (2015c). Detailní inventarizace populace tesaříka alpského (*Rosalia alpina*) v EVL Jestřebsko – Dokesko. *Biologické centrum AV ČR, České Budějovice*.

Drag, L., Čížek, L., Hauck, D., Dragová, K., Kozel, P. (2015b). Detailní inventarizace populace tesaříka alpského (*Rosalia alpina*) v EVL Velký a Malý Bezděz. *Biologické centrum AV ČR, České Budějovice*.

Drag, L., Čížek, L., Hauck, D., Dragová, K., Kozel, P., Ambrožová, L. (2015a). Detailní inventarizace populace tesaříka alpského (*Rosalia alpina*) v EVL Slatinné Vrchy. *Biologické centrum AV ČR, České Budějovice*.

Drag, L., Čížek, L., Hauck, D., Pokluda, P., Bořucký, J., Vodka, Š. (2009). Monitoring tesaříka alpského *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) v Ralské pahorkatině. *Zpráva z monitoringu pro AOPK ČR. Entomologický ústav BC AV ČR a Přírodovědecká fakulta Jihočeské Univerzity*.

Drag, L., Čížek, L., Pokluda, P., Hauck, D., Honců, M., Roztočil, O. (2012). Tesařík alpský a jeho výskyt v ČR. *Živa* 5, 247-250.

Drag, L., Hauck, D., Bérces, S., Michalcewicz, J., Šerić Jelaska, L., Aurenhammer, S., Cizek, L. (2015). Genetic differentiation of populations of the threatened saproxylic beetle *Rosalia longicorn*, *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) in Central and South-east Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, 116(4), 911-925.

Drag, L., Hauck, D., Pokluda, P., Zimmermann, K., Cizek, L. (2011). Demography and dispersal ability of a threatened saproxylic beetle: a mark-recapture study of the *Rosalia longicorn* (*Rosalia alpina*). *Plos one*, 6(6), e21345.

Drag, L., Hauck, D., Rican, O., Schmitt, T., Shovkoon, D. F., Godunko, R. J., Curletti, G., Cizek, L. (2018). Phylogeography of the endangered saproxylic beetle *Rosalia longicorn*, *Rosalia alpina* (Coleoptera, Cerambycidae), corresponds with its main host, the European beech (*Fagus sylvatica*, Fagaceae). *Journal of Biogeography*, 45(12), 2631-2644.

Duelli, P., Wermelinger, B. (2005). *Rosalia alpina* L.: A rare and emblematic cerambycid. *Sherwood-Foreste ed Alberi Oggi*, (114), 19-25.

- Ersts, P. J. (2012). Geographic distance matrix generator version 1.23. [cit. 7.12.2022] http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/gdmg. *American Museum of Natural History*.
- Hanks, L. M. (1999). Influence of the larval host plant on reproductive strategies of cerambycid beetles. *Annual review of entomology*, 44(1), 483-505.
- Hanks, L. M., Paine, T. D., Millar, J. G. (2005). Influence of the larval environment on performance and adult body size of the wood-boring beetle *Phoracantha semipunctata*. *Entomologia experimentalis et applicata*, 114(1), 25-34.
- Hejda, R., Farkač, J., Chobot, K. (2017). Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí: Red List of Threatened Species of Czech Republic: Invertebrates. *Příroda*, 36, 305.
- Heyrovský, L., Sláma, M. (1992). Tesaříkovití. Coleoptera, Cerambycidae. *Nakladatelství Kabourek, Zlín, Czech Republic*.
- Holec, M., Holcová, D. (2015). Příspěvek k fauně pavouků (Araneae) národní přírodní rezervace Velký a Malý Bezděz (severní Čechy) On the spider fauna (Araneae) of the Velký a Malý Bezděz National Nature Reserve (northern Bohemia). *Sborník Severočeského muzea – Přírodní vědy*, 33, 153–160.
- Honců, M., Roztočil, O. (2006). Tesařík alpský (*Rosalia alpina*), monitoring na Českolipsku v r. 2006. *Nepublikovaná zpráva z monitoringu deponovaná na AOPK ČR*.
- Hovorka, W. (2011). Nachweise des Alpenbocks (*Rosalia alpina*, L.) bei Rabensburg im Weinviertel (Coleoptera: Cerambycidae). *Beiträge zur Entomofaunistik*, 12, 127-130.
- AOPK ČR (2022). Charakteristika oblasti. CHKO Kokořínsko – Máchův kraj. [cit. 7.12.2022]. Dostupné na <https://kokořinsko.nature.cz/charakteristika-oblasti>.
- Chobot K. (2022). Mapa rozšíření *Rosalia alpina* v České republice. In: Zicha O. (ed.) BioLib: Biological Library. [cit. 7.12.2022]. Dostupné na <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id173/>.
- Jendek, B., Jendek, E. (2006). Analýza druhovej ochrany Coleoptera na Slovensku na základe modelovej skupiny fuzáče (Coleoptera, Cerambycidae). *Folia faunistica Slovaca*, 11(4), 15-28.

- Komonen, A., Müller, J.C. (2018). Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology*, 32.
- Konvička, O., & Kandrnál, L. (2020). Tesařík alpský (*Rosalia alpina alpina*) ve Chřibech. *Acta Carpathica Occidentalis*, 11, 27–32.
- Krásá, A. (2015). Ochrana saproxylického hmyzu a opatření na jeho podporu. *Metodika AOPK ČR*. Praha.
- Lachat, T., Ecker, K., Duelli, P., Wermelinger, B. (2013). Population trends of *Rosalia alpina* (L.) in Switzerland: a lasting turnaround? *Journal of insect conservation*, 17(4), 653–662.
- Leugner, J., Dušek, D., Jurásek, A., Kacálek, D., Matějka, K., Novák, J., Souček, J., Špulák, O. (2016). Představení Katalogu pěstebních opatření pro zvýšení biodiversity lesů v chráněných územích. [cit. 7.12.2022] Dostupné na <https://www.infodatasys.cz>.
- Martinez de Murguia, L., De Castro, A., Molino-Olmedo, F. (2005). Determinacion del estado de conservacion y medidas para la conservacion de las especies de invertebrados saproxilicos de interes europeo en el L.I.C. de Aralar. Situación de la especie prioritaria *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) y ampliación del conocimiento de la distribución de otras especies. *Sociedad de Ciencias Aranzadi, San Sebastian/Donostia*.
- McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews*, 73(2), 181-201.
- Michalcewicz, J., Ciach, M. (2012). Biometry of adult rosalia longicorn *Rosalia alpina* (L.)(Coleoptera: Cerambycidae) from the Polish Carpathians: A preliminary study. *Polish Journal of Entomology*, 81, 311–320.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. *Vienna, Austria*. [cit. 7.12.2022] Dostupné na <https://www.R-project.org/>.
- Russo, D., Cistrone, L., Garonna, A. P. (2011). Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *Journal of Insect Conservation*, 15(5), 685-693.

Sama, G. (2002). Atlas of the Cerambycidae of Europe and the Mediterranean Area. Volume 1: Northern, Western, Central and Eastern Europe. British Isles and Continental Europe from France (excl. Corsica) to Scandinavia and Urals. *Nakladatelství Kabourek, Zlín*, pp 173.

Sebek O., Sebek P. (2011). Craig estimator: Free program for population size estimation from mark-recapture data. [cit. 7.12.2022] Dostupné na https://www.oldtree.cz/index.php?page=software_detail&id=8&link=4

Sebek, P., Altman, J., Platek, M., Cizek, L. (2013). Is active management the key to the conservation of saproxylic biodiversity? Pollarding promotes the formation of tree hollows. *PLoS One*, 8(3), e60456.

Schwarz, C. J., Arnason, A. N. (1996). A general methodology for the analysis of open-model capture recapture experiments. *Biometrics* 52, 860-873

Sláma, M. E. F. (1998). Tesaříkovití – Cerambycidae České republiky a Slovenské republiky (Brouci – Coleoptera). *Krhanice*, pp 383.

Tavakilian, G., Chevillotte, H. (2017). TITAN: Cerambycidae database (version Apr 2015). In: Roskov, Y., Abucay, L., Orrell, T., Nicolson, D., Bailly, N., Kirk, P., Bourgoin, T., DeWalt, R E, Decock, W., De Wever, A., Nieukerken E van, Zarucchi, J., Penev, L. (Eds). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2017 Annual Checklist. Species 2000: *Naturalis, Leiden, the Netherlands*. [cit. 7.12.2022]. Dostupné na www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2017.

Tihelka, E. (2017). The alpine longhorn (*Rosalia alpina*) is not expanding into lowlands in Central Europe (Coleoptera: Cerambycidae). *Entomofauna*, 38, 17-28.

Utínek, D. (2014). Nízký a střední les – proč a jak? (1. část). *Ochrana přírody*, 4, 12-15.

White, G. C., Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study*, 46, 120-139.

Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. *Springer-Verlag New York*. [cit. 7.12.2022] Dostupné na <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Žunič Kosi, A., Zou, Y., Hoskovec, M., Vrezec, A., Stritih, N., Millar, J. G. (2017). Novel, male-produced aggregation pheromone of the cerambycid beetle *Rosalia alpina*, a priority species of European conservation concern. *PLoS One*, 12(8), e0183279.