

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

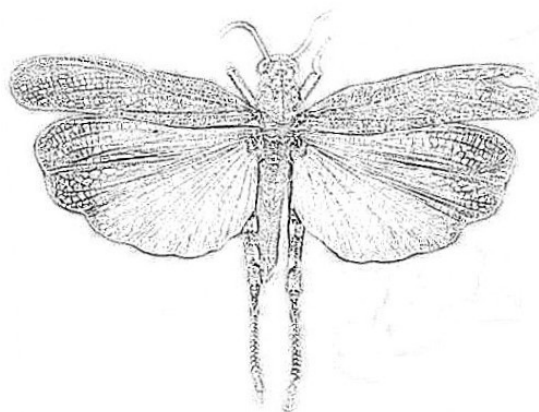
Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Demografické charakteristiky, mobilita
a biotopové preference saranče vrzavé
(*Psophus stridulus*)**

Stanislav Rada



Diplomová práce

v oboru

Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.

Odborný konzultant: RNDr. Lukáš Spitzer

Olomouc 2013

Rada S. (2013): Demografické charakteristiky, mobilita a biotopové preference saranče vrzavé (*Psophus stridulus*). Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 39 s., v češtině.

Abstrakt

Saranče vrzavá byla v 1. polovině 20. století velmi hojným obyvatelem mnoha luk a pastvin, nyní je však ohroženým druhem, přežívajícím na hrstce lokalit, jejichž množství se nadále snižuje. Cílem této práce bylo zjistit poznatky uplatnitelné v ochraně druhu. Výzkum probíhal na Valašsku ve Vsetínských vrších v letech 2011 a 2012. V sezóně 2011 byly prostřednictvím metody zpětných odchytů studovány demografické charakteristiky a mobilita populací na 4 vybraných lokalitách. V sezóně 2012 proběhlo za účelem zjištění biotopových preferencí druhu vyhodnocení reprezentativního počtu obsazených i neobsazených ploch (celkem 179) v oblasti. Data z roku 2011 byla analyzována v programech Jolly a MARK, analýza dat z roku 2012 proběhla pomocí regresního modelu a generalizovaných lineárních modelů. Čtyři populace, zkoumané v roce 2011, byly relativně malé, maximální odhadnuté početnosti dosahovaly 38–92 samců. Denní míra přežívání se pohybovala kolem 96 % a byla ovlivněna výškou a zapojeností porostu, podílem obnažené půdy a teplotami, přičemž saranče lépe přežívaly na plochách s nízkou vegetací a vyšším podílem obnažené půdy. Nejdelší zaznamenaný přesun samce činil 180 m. Regresní model vztahu mezi početností saranče vrzavé a environmentálními faktory sesbíranými v roce 2012 vysvětlil 89 % variability, testované faktory tedy dobře odrážejí pattern výskytu druhu. Ukázalo se, že saranče vrzavá preferuje nižší rozvolněné porosty s obnaženou půdou, které leží na výhřevných jižních svazích a jsou obhospodařovány extenzivní pastvou nebo sečí. Pro přežití druhu je potřeba zabránit dalšímu úbytku stanovišť, přičemž tato musí být udržována pastvou, případně sečí.

Klíčová slova: louky a pastviny, management, Orthoptera, přesuny, přežívání, velikost populace

Rada S. (2013): Demography, mobility and habitat preferences of the rattle grasshopper (*Psophus stridulus*). MSc. thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, 39 pp., in Czech.

Abstract

The rattle grasshopper (*Psophus stridulus*) was very common on many meadows and pastures during the 1st half of the 20th century. Nowadays it is threatened species, surviving on handful of still vanishing localities. The aim of this thesis was to obtain knowledge useful for the species conservation. Field work took place in Vsetínské vrchy hills in Wallachia region (Czech Republic) in years 2011 and 2012. During season 2011, demography and mobility was examined on 4 chosen localities using the capture-mark-recapture method. In season 2012, habitat preferences were examined by means of evaluating representative number of occupied and unoccupied patches (179 in total) in the area. Data from 2011 were analyzed in programs Jolly and MARK; analysis of 2012 data was done using a regression model and generalized linear models. The four populations examined in 2011 were relatively small; maximal estimated population sizes reached 38–92 males. Daily survival rate was about 96% and was influenced by sward height and density, proportion of bare ground and temperatures. The grasshoppers were better surviving on patches with low vegetation and higher proportion of bare ground. The longest registered distance travelled by male was 180 m. The regression model, describing relation between abundances of the rattle grasshopper and environmental factors collected in 2012, explained 89% of variability, therefore the tested factors reflect pattern of the species occurrence well. Data revealed that the rattle grasshopper prefers patches with short and sparse vegetation and bare ground, which lay on warm southern slopes and are maintained by extensive grazing or mowing. For survival of the species is needed to stop the habitat loss. Localities should be maintained by grazing, possibly mowing.

Key words: dispersal, grasslands, management, Orthoptera, population size, survival

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Tomáše Kurase, Ph.D. a RNDr. Lukáše Spitzera s použitím citované literatury.

V Olomouci 3. května 2013

Podpis:

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Seznam příloh.....	ix
Poděkování.....	x
1. Úvod.....	1
1.1. Biologie a ekologie saranče vrzavé.....	1
1.2. Rozšíření a biotop saranče vrzavé.....	2
1.3. Ohrožení saranče vrzavé	3
2. Cíle práce	4
3. Materiál a metody	5
3.1. Popis studovaných lokalit	5
3.1.1. Lokality studované v roce 2011	5
3.1.2. Lokality studované v roce 2012	10
3.2. Sběr dat	10
3.2.1. Sběr dat v roce 2011.....	11
3.2.2. Sběr dat v roce 2012.....	12
3.3. Analýza dat.....	14
3.3.1. Demografické charakteristiky	14
3.3.2. Biotopové preference	15
4. Výsledky	17
4.1. Demografické charakteristiky	17
4.2. Mobilita.....	23
4.3. Biotopové preference	25
5. Diskuse.....	28
5.1. Poměr pohlaví a délka života	28
5.2. Velikost populací	28
5.3. Míra přežívání ve vztahu k faktorům prostředí.....	29
5.4. Mobilita.....	30
5.5. Biotopové preference	31
5.6. Doporučení pro praktickou ochranu druhu	32
6. Souhrn	34
7. Literatura	35
8. Přílohy	40

Seznam tabulek

Tabulka 1: Termíny jednotlivých odchytových akcí na lokalitách v roce 2011	11
Tabulka 2: Kategorie managementu rozlišované na plochách v roce 2012.....	14
Tabulka 3: Počty označených sarančí vrzavých a počty odchytů na lokalitách	17
Tabulka 4: Přehled multistate modelů programu MARK z lokality Hovízky	19
Tabulka 5: Přehled multistate modelů programu MARK z lokality Dinotice	20
Tabulka 6: Přehled multistate modelů programu MARK z lokality Lušová	20
Tabulka 7: Přehled multistate modelů programu MARK z lokality Babínek.....	21
Tabulka 8: Odhady denní míry přežívání a pravděpodobnosti odchytu samců saranče vrzavé získané z multistate modelů programu MARK.....	22
Tabulka 9: Pravděpodobnosti přesunu samců mezi plochami	22
Tabulka 10: Zaznamenané přesuny sarančí vrzavých mezi plochami	24
Tabulka 11: Výsledky regresního modelu popisujícího vliv environmentálních charakteristik na početnost saranče vrzavé	25
Tabulka 12: Hodnoty regresních koeficientů pro faktory z modelu v tabulce 11.....	26

Seznam obrázků

Obrázek 1: Poloha 4 lokalit studovaných v roce 2011 ve Vsetínských vrších	5
Obrázek 2: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Hovízky	6
Obrázek 3: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Dinotice	7
Obrázek 4: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Lušová	8
Obrázek 5: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Babínek	9
Obrázek 6: Mapka s umístěním všech 179 ploch vyhodnocovaných v sezóně 2012	10
Obrázek 7: Počty odchytů sarančí vrzavých v jednotlivých odchytových akcích	17
Obrázek 8: Odhady velikosti populací (pouze samci) na čtyřech studovaných lokalitách, s chybovými úsečkami	18
Obrázek 9: Generalizované lineární modely zobrazující průkazné vztahy mezi faktory prostředí a přítomností či nepřítomností saranče vrzavé.....	27

Seznam příloh

Příloha 1: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Hovězí – Hovízky.....	40
Příloha 2: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Huslenky – Losový.....	40
Příloha 3: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Halenkov – Dinotice.....	41
Příloha 4: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Halenkov – Lušová.....	42
Příloha 5: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Nový Hrozenkov – Babínek.....	43
Příloha 6: Tabulka se základními charakteristikami vyhodnocovaných ploch z roku 2012.....	44
Příloha 7: Sumární přehled dílčích výsledků pro generalizované lineární modely vztahu výskytu saranče vrzavé a různých environmentálních faktorů	47
Příloha 8: Fotografie označených sarančí vrzavých.....	48

Poděkování

V první řadě bych chtěl poděkovat svému vedoucímu, RNDr. Tomáši Kurasovi, Ph.D. za podnětné rady a cenné konzultace během řešení této práce a svému konzultantovi, RNDr. Lukáši Spitzerovi, za uvedení do problematiky, představení lokalit, předání přínosných informací a poskytnutí krásného ubytování na Valašsku. Dále jsem velmi vděčný Mgr. Janu Šipošovi za zhotovení regresního modelu v programu R a Mgr. Janu Losíkovi, Ph.D. za cenné rady ohledně programů MARK a Jolly. Děkuji také valašským hospodářům, kteří mi umožnili pohyb na jejich pozemcích. Svým rodičům děkuji za podporu a za zapůjčení automobilu, bez kterého by byly přesuny ve Vsetínských vrších značně náročné. Aby poděkování bylo kompletní, musím vzpomenout na dugongy, kteří mi byli po značnou část studia inspirací.

1. ÚVOD

1.1. *Biologie a ekologie saranče vrzavé*

Saranče vrzavá (*Psophus stridulus*, Linné, 1758) patří do čeledi Oedipodinae a je jediným zástupcem monotypického rodu *Psophus* (Kočárek et al. 2005). Jedná se o poměrně velký druh saranče, samci dorůstají velikosti 19–25 mm, samice 23–35 mm. Zbarvení těla se pohybuje v různých odstínech hnědé, šedé až černé barvy, zpravidla s drobnými tmavými skvrnkami. Druhý (blanitý) pár křídel je sytě cihlově červený s černými apikálními konci. V klidu je krytý prvním párem tuhých křídel (krytky) v barvě těla (Kočárek et al. 2005; Kočárek et al. 2013). Samci za slunného teplého počasí nebo při vyrušení vyskakují z vegetace za současného roztažení červených křídel a produkce typického chřestivého zvuku („vrzání“). Samci dokážou létat na kratší vzdálenosti, samice mají křídla zkrácená a jsou tudíž letu neschopné (Kočárek et al. 2013). Saranče vrzavá je polyfágní herbivor, zaznamenáno bylo přijímání hvězdnicovitých a miříkovitých, ale i různých jiných rostlin včetně bramborové natě (Ingrisch a Köhler 1998; Kočárek et al. 2013).

Poměr pohlaví je vychýlený ve prospěch samců. Tento fakt byl z počátku chápán jako pouhá vzorkovací chyba způsobená nenápadností samic, dnes je však již široce přijímán (Bönsel 2004). Poměr samců ku samicím v populacích leží pravděpodobně mezi 2:1 až 3:1 (Janßen a Reich 1998; Bönsel 2004; Bönsel a Matthes 2005; Weibart a Fischer 2006). Samice žijí poměrně skrytě a často se shromažďují do shluků, čímž zřejmě zvyšují pravděpodobnost přilákání samců (Bönsel 2004; Bönsel a Matthes 2005; Kočárek et al. 2013). V blízkosti skupinky samic se tak většinou nachází i větší skupina samců (Bönsel a Runze 2000; Bönsel 2004). Bönsel (2004) uvádí, že v procesu vyhledávání samice zřejmě hraje roli vrzání samců a malé dávky feromonů, jejichž vylučováním samice reagují na toto vrzání. Dále je u tohoto druhu známo, že samice se postupně páří s více samci, což zvyšuje genetickou variabilitu potomstva (Bönsel a Runze 2000; Bönsel 2004).

Oplodněné samice kladou vajíčka do svrchní vrstvy půdy nebo do spleti vegetace, vylíhlé nymfy procházejí 4 až 5 instary (Kočárek et al. 2013). Hemp a Hemp (2003) upozorňují na to, že pro vývoj vajíček a nymf jsou zapotřebí vysoké sumy teplot, a proto jsou pro něj vhodná jen určitá specifická místa s nejpříznivějším mikroklimatem v rámci širšího biotopu, obývaného dospělci saranče vrzavé. Hemp a Hemp (2003) dále uvádějí, že nymfy jsou extrémně věrné stanovišti a celý jejich vývoj probíhá

na několika málo čtverečních metrech. Silná věrnost stanovišti je přisuzována též dospělým samicím, které málokdy opouštějí své místo a na větší vzdálenosti patrně nemigrují vůbec (Janßen a Reich 1998; Hemp a Hemp 2003; Weibart a Fischer 2006). Samci jsou letuschopní a tudíž vagilnější, přesuny na velké vzdálenosti však ani u nich nejsou časté (Buchweitz 1993; Janßen a Reich 1998; Weibart a Fischer 2006). Nejdelší zaznamenaný přesun, činící 700 m (Buchweitz 1993), se jeví být spíše výjimkou.

Nymfy se ve středoevropských podmínkách líhnou na přelomu dubna a května, dospělci se objevují obvykle v polovině července a na lokalitách mohou přežívat až do podzimu (Kočárek et al. 2013). Situace se jeví složitější ve světle zjištění, které prezentovali Hemp a Zehm (1995). Podle jejich pozorování se kromě první kohorty nymf objevuje ještě druhá, méně početná kohorta, která se líhne na přelomu července a srpna. Tyto nymfy rychle dospějí během srpna, posílí počet dospělců a zvyšují tak pravděpodobnost přežití celé populace. Tuto teorii částečně druhé generace nepřímo potvrzuje i pozorování Bönsela a Runzeho (2000), kteří v srpnu také zaznamenali několik nymf. Jiné recentní poznatky poukazují na to, že se u saranče vrzavé může vyskytovat dvouletý populační cyklus (Wagner 2002). Část vajíček patrně přetrvává v půdě 2 zimní období (Wagner 2002; Kočárek et al. 2013).

1.2. Rozšíření a biotop saranče vrzavé

Jedná se o eurosibiřský druh s areálem od severního Španělska po Mongolsko a Korejský poloostrov, na sever zasahuje až do Skandinávie (Kočárek et al. 2005; Kočárek et al. 2013). V podmínkách střední Evropy obývá výhřevné xerothermní až mezofilní louky a pastviny s nezapojenou nízkou vegetací (Holuša 1997a, 2000; Kočárek et al. 2005; Kočárek et al. 2013). V severní části areálu (Polsko, Finsko) preferuje stanoviště s písčitém podkladem a velmi řídkou vegetací (Väisänen et al. 1991; Bönsel a Runze 2000; Bönsel 2004), zatímco ve Španělsku vlivem teplejšího klimatu obývá spíše mezofilní pastviny a louky v horách (Olmo-Vidal 2002).

Na území České republiky zůstaly početnější populace druhu pouze na Vsetínsku (Spitzer 2007) a v Bílých Karpatech (Holuša et al. 2012). Další, vesměs roztroušené a izolované populace, se nacházejí v Jeseníkách (Josef Kašák *pers. comm.*), v podhůří Orlických hor (Horák a Šafářová 2010), v Českomoravské vrchovině a v západních Čechách (Konvička 2013). V České republice obývá saranče vrzavá

podhorské krátkostébelné trávničky na převážně jižních svazích, udržované extenzivní pastvou nebo sečí (Spitzer 2007; Kočárek et al. 2013).

1.3. Ohrožení saranče vrzavé

Saranče vrzavá začala po druhé světové válce ustupovat z celé západní a severní části Evropy, v Belgii a Holandsku již zcela vyhynula (Väisänen et al. 1991; Olmo-Vidal 2002). V Německu je zdokumentováno vymizení z velké části historických lokalit (Breitsameter et al. 1999; Bönsel a Matthes 2005; Gruttke a Haupt 2005). Druh ztratil v Německu od roku 1980 55 % lokalit (Reinhardt 2005) a v několika spolkových zemích zcela vyhynul (Hemp a Hemp 2003). Špatná situace je dokumentována též z Francie (Luquet 1982), Finska (Väisänen et al. 1991), Švédska (Kindvall et al. 1993), Španělska (Olmo-Vidal 2002), Litvy (Budrys a Pakalniškis 2007) nebo Polska (Głowaciński a Nowacki 2004; Theuerkauf et al. 2005). Naproti tomu bulharské a rumunské populace jsou vitální a zatím neustupují (Spitzer 2007).

V Československu první poloviny 20. století se saranče vrzavá vyskytovala velmi hojně (Obenberger 1926) a ještě na konci 50. let byl její výskyt charakterizován jako hojný (Dobšík 1959). Druh začal ustupovat zřejmě vlivem výrazné změny v zemědělském hospodaření v 50. letech, kdy došlo k unifikaci a celkové intenzifikaci zemědělství, ale také k opouštění okrajových nevýnosných pozemků (Spitzer 2007). Rychlost ústupu a vymizení saranče vrzavé je dobře zaznamenána například z Krkonoš (Pecina 1982), Jizerských hor (Čejchan 1992) či Beskyd (Holuša 2000). Druh není dosud v ČR zákonem chráněn a v červeném seznamu ohrožených druhů ČR figuruje v kategorii „téměř ohrožený“ (Farkač et al. 2005) s návrhem na přeřazení do kategorie „ohrožený“ (Kočárek et al. 2013). V České republice se dnes vyskytuje jen na hrstce lokalit, které nadále ubývají znepokojivým tempem, jeho přežití je tudíž nejisté (Spitzer 2007).

Ohrožení saranče vrzavé a neustávající ubývání jejích lokalit vyvolává potřebu tomuto druhu hlouběji porozumět. V této práci se proto zabývám demografií, mobilitou a biotopovými preferencemi druhu. Získané poznatky by měly vést k zajištění lepšího přežívání populací saranče vrzavé a kvalitnější péči o lokality. Ucelená práce tohoto formátu v České republice dosud chyběla.

2. CÍLE PRÁCE

Vzhledem k ohrožení saranče vrzavé a k fragmentárním znalostem ekologie tohoto druhu z území České republiky je předložená práce zaměřena na tyto stěžejní cíle:

- Stanovit základní demografické parametry populace saranče vrzavé na čtyřech vybraných lokalitách ve Vsetínských vrších
- Stanovit biotopové preference druhu prostřednictvím prostorově rozsáhlejší studie ve Vsetínských vrších
- Na základě zjištěných skutečností navrhnout doporučení pro praktickou ochranu druhu

3. MATERIÁL A METODY

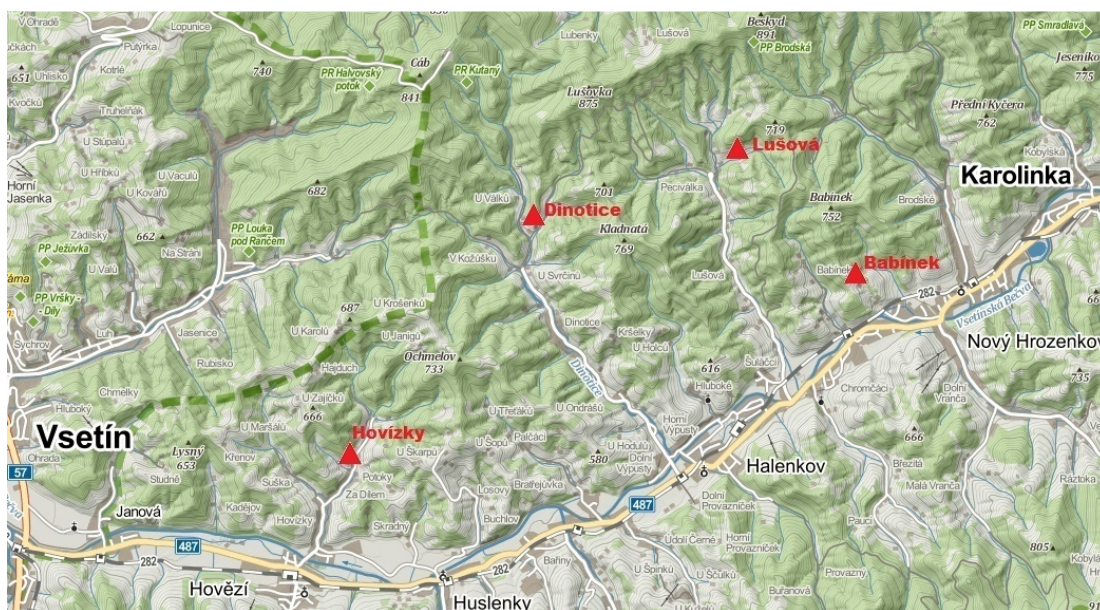
3.1. Popis studovaných lokalit

Studovanými lokalitami byly valašské louky a pastviny na katastrálních územích obcí Hovězí, Huslenky, Halenkov a Nový Hrozenkov (okres Vsetín). Osu území tvoří Vsetínská Bečva, jednotlivé lokality se nachází v dílčích údolích jejích pravostranných přítoků (Hovězí – Hovízky, Huslenky – Losový, Halenkov – Dinotice, Halenkov – Lušová a Nový Hrozenkov – Babínek). Studované lokality se nacházejí v nadmořských výškách mezi 430 a 700 m n. m.

Geomorfologicky spadají lokality do území Vsetínských vrchů. Reliéf území je členitý, podloží tvoří vrstvy slepenců, pískovců a jílovců magurského flyše. Podnebí lze charakterizovat jako mírně kontinentální. Průměrná roční teplota v oblasti pro nadmořskou výšku 500 m n. m. se pohybuje okolo 7 °C. Průměrný roční úhrn srážek pro blízké město Vsetín činí 782 mm (Pavelka a Trezner 2001).

3.1.1. Lokality studované v roce 2011

V sezóně 2011 probíhal výzkum demografických charakteristik a mobility saranče vrzavé. K tomuto účelu byly vybrány 4 lokality. Na každé z nich byly vymezeny 2 zřetelně odlišené (managementem, charakterem vegetace), bezprostředně sousedící plochy (A, B). Poloha lokalit je vyznačena na obrázku 1. Poté následuje přehled lokalit s jejich stručnými charakteristikami a vyznačením dílčích ploch v leteckých snímcích (obr. 2–5).



Obrázek 1: Poloha 4 lokalit studovaných v roce 2011 ve Vsetínských vrších. Vzdálenost mezi nejbližšími lokalitami je 2,6 km vzdušnou čarou. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:95000, severní orientace.

Lokalita Hovízky

Obec: Hovězí

GPS: 49°19'14.80"N, 18°4'24.53"E

Nadmořská výška: 430–470 m n. m.

Expozice svahu: východní

Rozloha ploch: A – 0,69 ha; B – 0,35 ha

Plocha A: Neúživná ovčí pastvina s hojným výskytem mateřídoušky (*Thymus pulegioides*). Po celou dobu výzkumu v roce 2011 byla pasena ovцами, které zde udržovaly velmi nízký rozvolněný porost. Seč za dobu výzkumu neproběhla.

Plocha B: V době začátku výzkumu louka s vysokou a poměrně hustou vegetací. Posléze zde byla zahájena pastva ovcí, které během sezóny postupně rozvolňovaly porost a snižovaly jeho výšku. Seč za dobu výzkumu neproběhla.



Obrázek 2: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Hovízky. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:3000, severní orientace.

Lokalita Dinotice

Obec: Halenkov

GPS: 49°21'3.69"N, 18°6'44.86"E

Nadmořská výška: 500–530 m n. m.

Expozice svahu: jihozápadní

Rozloha ploch: A – 0,54 ha; B – 0,38 ha

Plocha A: Neúživná ovčí pastvina, v horní polovině s výskytem mateřídoušky (*Thymus pulegioides*) a silně rozvolněným porostem. Po celou dobu výzkumu v roce 2011 byla pasena ovцами, které zde udržovaly nízký porost. Seč za dobu výzkumu neproběhla.

Plocha B: Louka s vysokým a hustým porostem. Výjimku tvořilo mírně rozvolněné místo v horní části plochy a zejména jižní cíp plochy, kde se nacházelo malé místo s velkým množstvím obnažené půdy a hodně řídkým, relativně nízkým porostem. Seč ani pastva během doby výzkumu neproběhla.



Obrázek 3: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Dinotice. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:3000, severní orientace.

Lokalita Lušová

Obec: Halenkov

GPS: 49°21'34.33"N, 18°9'19.46"E

Nadmořská výška: 530–550 m n. m.

Expozice svahu: jižní

Rozloha ploch: A – 0,51 ha; B – 0,32 ha

Plocha A: Plocha využívaná jako pastvina, v roce 2011 však nebyla pasena ani sečena.

Díky tomu zde narostl vysoký, i když částečně rozvolněný porost.

Plocha B: Extenzivní louka s nízkou a místy rozvolněnou vegetací. Během výzkumu byla plocha jednou sečena a občas se na ni zatoulaly ovce z nedalekého pozemku.



Obrázek 4: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Lušová. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:3000, severní orientace.

Lokalita Babínek

Obec: Nový Hrozenkov

GPS: 49°20'30.53"N, 18°10'43.03"E

Nadmořská výška: 560–610 m n. m.

Expozice svahu: jihovýchodní

Rozloha ploch: A – 1,12 ha; B – 0,71 ha

Plocha A: Charakterem louka se zapojeným porostem. Po celou dobu výzkumu byl na ní více či méně nízký porost – plocha byla jednou posečena a ke konci sezóny udržována velmi extenzivní pastvou ovcí.

Plocha B: Charakterem spíše pastvina, na mnoha místech s rozvolněnou vegetací, v horní části neúživná, v dolní středně úživná. Během výzkumu byla plocha jedenkrát (ve třech fázích) sečena a zároveň na ní probíhala velmi extenzivní pastva ovcí.

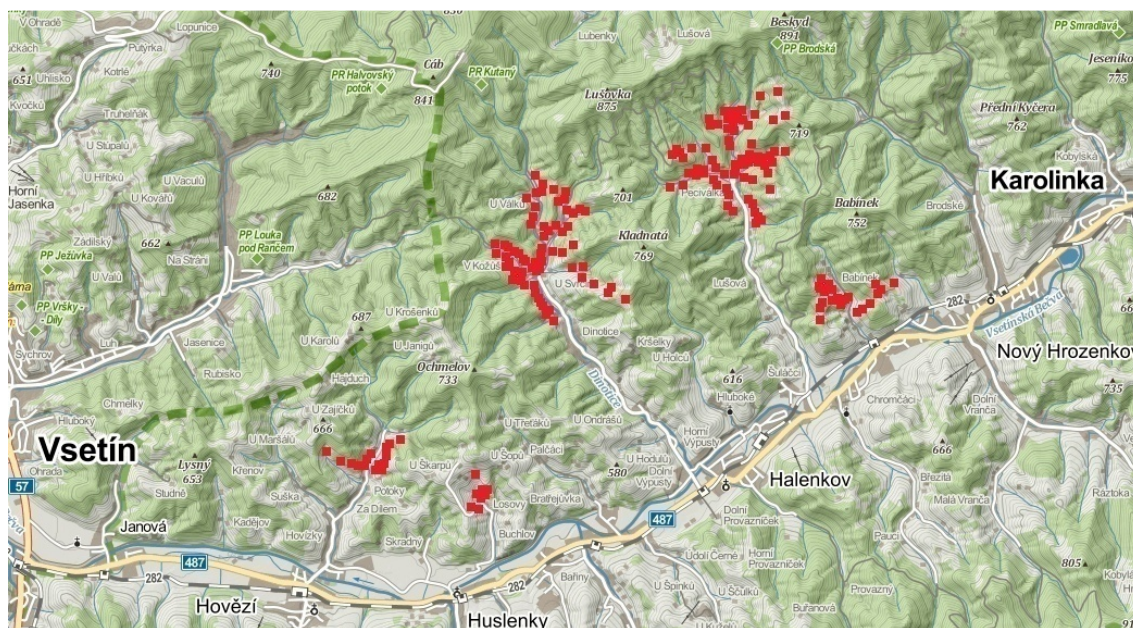


Obrázek 5: Letecký snímek s vyznačením studijních ploch pro rok 2011 na lokalitě Babínek. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:3000, severní orientace.

Všechny čtyři populace sarančí vrzavých studované v roce 2011 lze označit za více či méně otevřené z hlediska imigrace a emigrace jedinců. Lokality jsou však aspoň z části zřetelně ohraničeny překážkami či biotopy nevhodnými pro sarančí vrzavou, takže k přesunům z/do okolí by nemělo docházet masivně.

3.1.2. Lokality studované v roce 2012

V sezóně 2012 probíhal výzkum biotopových preferencí saranče vrzavé. Za tímto účelem jsem vyhodnotil celkem 179 ploch ve Vsetínských vrších (k. ú. Hovězí, Huslenky, Halenkov a Nový Hrozenkov). Cílem bylo zaznamenat spektrum luk a pastvin v oblasti (různý management, expozice, sklon, charakter vegetace), včetně ploch neobývaných sarančí vrzavou (obsazeno bylo 43 ploch). Plochy byly vymezeny na základě jasně viditelných hranic (okraj lesa, cesta apod.) a na základě rozdílů v managementu, charakteru vegetace či orientaci svahu. Velikost ploch se pohybovala od 0,1 ha do 2,8 ha (průměr 0,60 ha, medián 0,43 ha). Poloha všech ploch je schematicky zaznačena na obrázku 6. Podrobné mapky s vyznačením ploch jsou v přílohách 1–5 (str. 40–43); příloha 6 (str. 44) obsahuje tabulku se základními charakteristikami všech ploch.



Obrázek 6: Mapa s umístěním všech 179 ploch vyhodnocovaných v sezóně 2012. Červené čtverečky představují jednotlivé plochy (podrobné mapky s vyznačením ploch jsou v přílohách 1–5 na straně 40–43). Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:95000, severní orientace.

3.2. Sběr dat

Práce v terénu probíhala v sezónách 2011 a 2012. Výzkum v roce 2011 byl zaměřen primárně na populační charakteristiky a na mobilitu saranče vrzavé, zatímco výzkum v roce 2012 byl zaměřen na biotopové preference a obsazenost mnoha různých ploch na studovaném území. Proto budou metodiky z obou sezón níže popsány samostatně.

3.2.1. Sběr dat v roce 2011

V sezóně 2011 probíhalo studium populací saranče vrzavé na 4 lokalitách, v rámci kterých byly vymezeny vždy 2 bezprostředně sousedící plochy. Mezi těmito dvěma plochami byly zaznamenávány přesuny sarančí. Disperzní a demografické parametry byly studovány metodou zpětných odchyťů (CMR) celkem v 7 termínech (od 2.8. do 25.9., viz tabulka 1). Vlastní odchyt probíhal entomologickou sítí (průměr 40 cm), přičemž jedince jsem vyhledával zrakem, v případě samců též sluchem. Lokality jsem procházel po vrstevnicích v rozmezí cca 2 m, a to rovnoměrnou chůzí tak, aby bylo každé ploše věnováno stejné vzorkovací úsilí. Odchycené jedince jsem značil zapsáním pořadového čísla černým lihovým fixem na obě krytky (přední křídla) a zaznamenal je do zápisníku (číslo a pohlaví jedince s příslušnou plochou a datem). Při zpětném odchytení označeného jedince jsem odečetl jeho číslo a s příslušnými informacemi ho zaznamenal do zápisníku. Označené i zpětně odchycené jedince jsem ihned vypouštěl v místě odchyty.

Tabulka 1: Termíny jednotlivých odchyťových akcí na lokalitách v roce 2011.

		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
Lokalita	Hovízky	3.8.	11.8.	21.8.	27.8.	3.9.	11.9.	24.9.
	Dinotice	3.8.	11.8.	20.8.	27.8.	4.9.	11.9.	25.9.
	Lušová	2.8.	11.8.	21.8.	28.8.	4.9.	12.9.	24.9.
	Babínek	4.8.	12.8.	20.8.	28.8.	3.9.	11.9.	25.9.

Odchyty jsem uskutečňoval pouze za příznivého počasí. Konkrétně za přímého oslunění (jakmile přestane svítit slunce, samci výrazně omezují aktivitu a je těžké je najít), vyšší teploty (minimálně 17 °C) a oschlé vegetace. S těmito parametry souvisí denní doba – odchyty jsem prováděl pouze v časovém rozmezí od 10:00 do 16:30 (letního času).

Pro každou návštěvu každé plochy byly zaznamenány tyto charakteristiky:

čas: nejbližší celá hodina pro dobu návštěvy plochy

oblačnost: stanovena na škále – 1 = jasno, 2 = polojasno, 3 = oblačno

síla větru: stanovena na škále – 0 = bezvětří, 1 = vánek, 2 = slabý vítr, 3 = silný vítr

teplota vzduchu: získána ze záznamů meteorologické stanice ve Vsetíně

výška spodní etáže porostu (E1)

výška horní etáže porostu (E2)

procento pokryvnosti vysokostébelné vegetace: zastoupení rostlinných částí, tvořících

horní etáž

procento pokryvnosti travin

procento pokryvnosti bylin (tj. dvouděložných)

procento obnažené půdy

stupeň zapojenosti porostu: stanoven na škále – 1 = nezapojený porost („pastvina“),
2 = středně zapojený porost, 3 = dobře zapojený porost („louka“)

Charakteristiky porostu (tedy výška etáží, pokryvnosti, půda a zapojenost) byly zaznamenávány následujícím způsobem: Na studijní ploše jsem zvolil 10 reprezentativně rozmístěných bodů a dané charakteristiky jsem vizuálně odhadoval v hypotetickém kruhu o poloměru 1 m okolo těchto bodů. Výšku etáží jsem měřil svinovacím metrem. Z údajů z jednotlivých bodů jsem později stanovil průměrné hodnoty pro celou plochu.

3.2.2. Sběr dat v roce 2012

Výzkum v sezóně 2012 pokračoval na větším prostorovém měřítku. Spočíval v jednorázovém vyhodnocení reprezentativního množství ploch s výskytem saranče vrzavé i bez výskytu. Vyhodnocování ploch probíhalo mezi daty 31.7. a 18.8. na katastrech obcí Hovězí, Huslenky, Halenkov a Nový Hrozenkov. Celkem jsem takto navštívil 179 ploch, z toho 43 ploch bylo obsazeno sarančí vrzavou. Obchůzky probíhaly pouze za příznivého počasí. Každou plochu jsem rovnoměrně prošel a zaznamenal jsem počet nalezených jedinců saranče vrzavé.

Dále byly pro každou plochu zaznamenány následující charakteristiky:

čas: nejbližší celá hodina pro dobu návštěvy plochy

oblačnost: stanovena na škále – 1 = jasno, 2 = polojasno, 3 = oblačno

síla větru: stanovena na škále – 0 = bezvětrí, 1 = vánek, 2 = slabý vítr, 3 = silný vítr

teplota vzduchu: získána ze záznamů meteorologické stanice ve Vsetíně, použita byla vždy maximální teplota pro daný den

management: 6 kategorií – extenzivní seč, intenzivní seč, extenzivní pastva ovcí, intenzivní pastva ovcí, intenzivní pastva skotu nebo koní, opuštěná nebo čerstvě zalesněná plocha (pro podrobnosti viz tab. 2 na str. 14)

výška spodní etáže porostu (E1)

výška horní etáže porostu (E2)

procento pokryvnosti vysokostébelné vegetace: zastoupení rostlinných částí, tvořících horní etáž

procento pokryvnosti travin

procento pokryvnosti bylin (tj. dvouděložných)

procento obnažené půdy

stupeň zapojenosti porostu: stanoven na škále – 1 = nezapojený porost („pastvina“), 2 = středně zapojený porost, 3 = dobře zapojený porost („louka“)

expozice svahu vůči světovým stranám: sever, jih, východ, západ nebo „rovina“ (tzn. plocha se zanedbatelným sklonem, tudíž bez expozice)

sklon svahu: ve stupních

perimetr: procentuální vyjádření typů prostředí, které plochu obklopují (7 kategorií – jehličnatý les, listnatý les, křoviny, traviny, orná půda, silnice, lidská sídla)

rozloha plochy: v hektarech

heat load index: numerické vyjádření množství tepla, které daný svah absorbuje (výpočet viz dále)

Charakteristiky porostu (tedy výška etáží, pokryvnosti, půda a zapojenost) byly zaznamenávány následujícím způsobem. Na vyhodnocované ploše jsem zvolil 3 reprezentativně umístěné body a dané charakteristiky jsem vizuálně odhadoval v hypotetickém kruhu o poloměru 1 m okolo těchto bodů. Výšku etáží jsem měřil svinovacím metrem. Z údajů z jednotlivých bodů jsem později stanovil průměrné hodnoty pro plochu. Kategorie managementu (tab. 2) jsem rozlišoval na místě na základě charakteru vegetace a celkového vzhledu plochy. Pozorování z terénu jsem doplňoval informacemi o managementu obsaženými v nepublikované zprávě od Spitzera (2011) a osobními konzultacemi.

Expozice a sklon svahu byly získány z topografické mapy, údaje o zastoupení prostředí obklopujících plochu (perimetr) jsem odečítal z letecké mapy. Rozlohy ploch jsem změřil pomocí GIS softwaru JanMap z programového balíku Janitor. „Heat load index“ (McCune a Keon 2002) jsem vypočítal pomocí expozice a sklonu svahu a zeměpisné šířky. Index vyjadřuje, jak moc se svah o dané expozici a sklonu během standardního dne zahřeje. Nejvyšší hodnoty (při stejném sklonu) přiřazuje svahům jihozápadním, nejnižší severovýchodním (pro podrobnou metodiku výpočtu viz McCune a Keon 2002).

Tabulka 2: Kategorie managementu rozlišované na plochách při výzkumu v roce 2012.

Zkratka	Název	Popis
mng-EM	extenzivní seč	seč 1× ročně nebo méně
mng-IM	intenzivní seč	seč 2× ročně nebo více
mng-ESP	extenzivní pastva ovčí	neúživné ovčí pastviny
mng-ISP	intenzivní pastva ovčí	intenzivní ovčí pastviny s úživnou vegetací
mng-ICP	intenzivní pastva skotu	úživné pastviny se skotem (zahrnuta i pastva koní – 3 plochy)
mng-AoA	opuštěno nebo zalesněno	plochy bez managementu nebo čerstvě zalesněné

3.3. Analýza dat

3.3.1. Demografické charakteristiky

Všechny populační analýzy (velikosti populace, přežívání) byly počítány pouze pro samce. Samice jsem z důvodu velmi nízkého zastoupení mezi odchycenými jedinci z analýz vyřadil. Průběh velikosti populací jsem počítal v programu Jolly (Pollock et al. 1990). Jako vstupní data sloužil soubor s odchytovou historií samců. Pro výpočty jsem použil model A – Jolly-Seber capture-recapture model pro otevřené populace, který počítá s mortalitou i imigrací. Výsledné hodnoty velikosti populací se standardními chybami (SE) jsem vynesl do grafů v programu MS Excel.

Další populační analýzy jsem provedl v programu MARK (Cooch a White 2013). V tomto softwaru jsem sestrojil tzv. *multistate modely*, které počítají kromě míry přežívání a pravděpodobnosti odchyty také pravděpodobnost přesunu mezi „stavy“ (Cooch a White 2013), v mém případě mezi dvěma sousedními plochami na lokalitě. Do těchto modelů jsem pomocí „design matrix“ v programu přidával různé environmentální parametry (čímž jsem testoval jejich vliv na přežívání a pravděpodobnost odchyty). Testovány byly: výška spodní a horní etáže porostu, zapojenost porostu, procento obnažené půdy, procento vysokostébelné vegetace, pokryvnost travin, pokryvnost bylin, síla větru, oblačnost, čas a teploty. Pro výpočet pravděpodobností odchyty byly použity přímo hodnoty nasbírané v daný odchyťový den; pro výpočet měř přežívání byly použity průměrné hodnoty ze dvou odchyťových dnů, tvořících daný interval. Teploty jsem získal ze záznamů meteorologické stanice ve Vsetíně. Pro pravděpodobnosti odchyty byla použita maximální denní teplota daného dne; pro míry přežívání bylo použito jednak teplotní minimum za celý interval, jednak (tzn. suma průměrných denních teplot v daném intervalu podělená počtem dní).

Pro každou lokalitu tak vznikl soubor mnoha modelů, přičemž některé popisují populaci lépe, některé hůře. Program MARK používá k hodnocení modelů Akaikeho informační kritérium (AIC) a metodu „maximum likelihood“. Díky tomu lze poměrně jednoduše vybrat modely, které mají největší podporu v datech (Cooch a White 2013).

Z těchto souborů modelů jsem získal míry denního přežívání a pravděpodobnosti odchytu (pro jednotlivé intervaly) pomocí funkce „model averaging“. Tato funkce používá k výpočtu výsledných hodnot všechny modely v souboru, modelům však přiřazuje váhu podle toho, jak velkou mají podporu v datech (Cooch a White 2013). Pravděpodobnosti přesunu mezi plochami jsem tímto způsobem nepočítal, protože přesunů bylo relativně málo a hodnoty pro některé intervaly nebyly vypočitatelné. Použil jsem proto vždy výsledky z nejlepšího (tzn. takového, který měl nejvyšší podporu v datech) modelu v souboru, který počítal s konstantní pravděpodobností přesunu mezi plochami.

3.3.2. Biotopové preference

Za účelem komplexního popsání vlivu environmentálních charakteristik na početnost saranče vrzavé byl sestaven regresní model za použití statistického softwaru R (R Development Core Team 2011). Jako závislá proměnná zde figurovala početnost studovaného druhu na ploše. Vysvětlujícími proměnnými byly datum, čas, oblačnost, síla větru, teplota, sklon svahu, heat load index, expozice svahu, perimetr (zastoupení různých typů prostředí obklopujících plochu), management, podíl vysokostébelné vegetace, podíl obnažené půdy, pokryvnost travin, pokryvnost bylin, výška spodní etáže porostu, výška horní etáže porostu a stupeň zapojenosti porostu. Pro podrobnosti k proměnným viz stranu 12.

Datum bylo kódováno jako pořadí daného dne od začátku roku, čas jako nejbližší celá hodina při návštěvě plochy. Expozice svahu a kategorie managementu byly kódovány formou dummy proměnných s použitím fuzzy kódování (Lepš a Šmilauer 2000). Bylo tak možno zachytit například jihovýchodní expozici svahu (z poloviny jih, z poloviny východ) nebo situace, kdy byl na plochách realizován smíšený management (kombinace maximálně 2 kategorií, např. extenzivní seč a extenzivní pastva ovcí).

Vlastní analýza v softwaru R probíhala následovně: Pomocí Pearsonova korelačního testu byly odstraněny mezi sebou průkazně korelované faktory. Nejlepší

kombinace faktorů, případně jejich kvadratická transformace, byla získána na základě nejmenšího AIC metodou postupného výběru (step-wise selection). V pořadí daném metodou postupného výběru byly faktory dosazeny do zobecněného lineárního modelu s negativním binomickým rozdělením chybové variability a s link funkcí log. Jednotlivé faktory modelu byly testovány pomocí χ^2 .

Další testování na úrovni jednotlivých environmentálních faktorů jsem provedl v programu Canoco for Windows 4.5 (TerBraak and Šmilauer 2002). Testovány byly stejné environmentální charakteristiky se stejným kódováním jako v regresním modelu (viz výše), přičemž tyto faktory vstupovaly do ordinační analýzy jako vysvětlované proměnné (s výjimkou data, času, oblačnosti, síly větru a teploty, které jsem použil jako kovariáty). Vysvětlující proměnou byla prostá přítomnost saranče vrzavé na ploše (kódovaná formou: přítomen – 1, nepřítomen – 0). Vzniklý ordinační model jsem pak použil pro tvorbu generalizovaných lineárních modelů (GLM) s Poissonovým rozdělením v programu CanoDraw 4.0. Získal jsem tak grafy, které zobrazují vztah mezi testovanými environmentálními charakteristikami a výskytem saranče vrzavé. Grafy GLM modelů jsem sestrojil pro všechny testované faktory, jež vyšly statisticky průkazně.

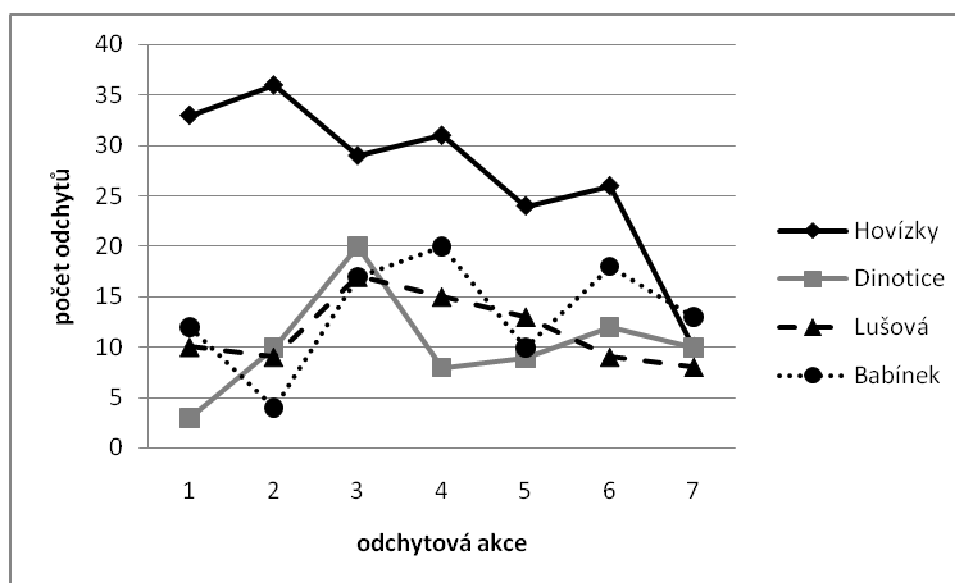
4. VÝSLEDKY

4.1. Demografické charakteristiky

V průběhu sezóny 2011 jsem na čtyřech studovaných lokalitách označil celkem 281 jedinců saranče vrzavé. Z principu metody zpětných odchyťů vyplývá, že někteří jedinci byli odchyceni opakovaně, celkový počet odchyťů na čtyřech lokalitách byl tedy 436, z toho 152 zpětných odchyťů. Počty označených jedinců a odchyťů pro jednotlivé lokality jsou uvedeny v tabulce 3. Počty odchyťů pro jednotlivé odchyťové akce a lokality jsou pak znázorněny na obrázku 7. Za pozornost také stojí velmi nízký poměr samic mezi odchycenými jedinci. Z 281 označených jedinců bylo pouze 29 samičího pohlaví (viz tab. 3) a pouze 2 samice byly zpětně odchyceny. Zajímavým zjištěním je nález 2 nymf saranče vrzavé 11.8.2011 (jednu nymfu jsem našel na lokalitě Hovízky, jednu na lokalitě Dinotice; jednalo se patrně o nymfy 3. až 4. instaru), což je pro tento druh neobvykle pozdní výskyt nymf.

Tabulka 3: Počty označených sarančí vrzavých a počty odchyťů na lokalitách studovaných v roce 2011.

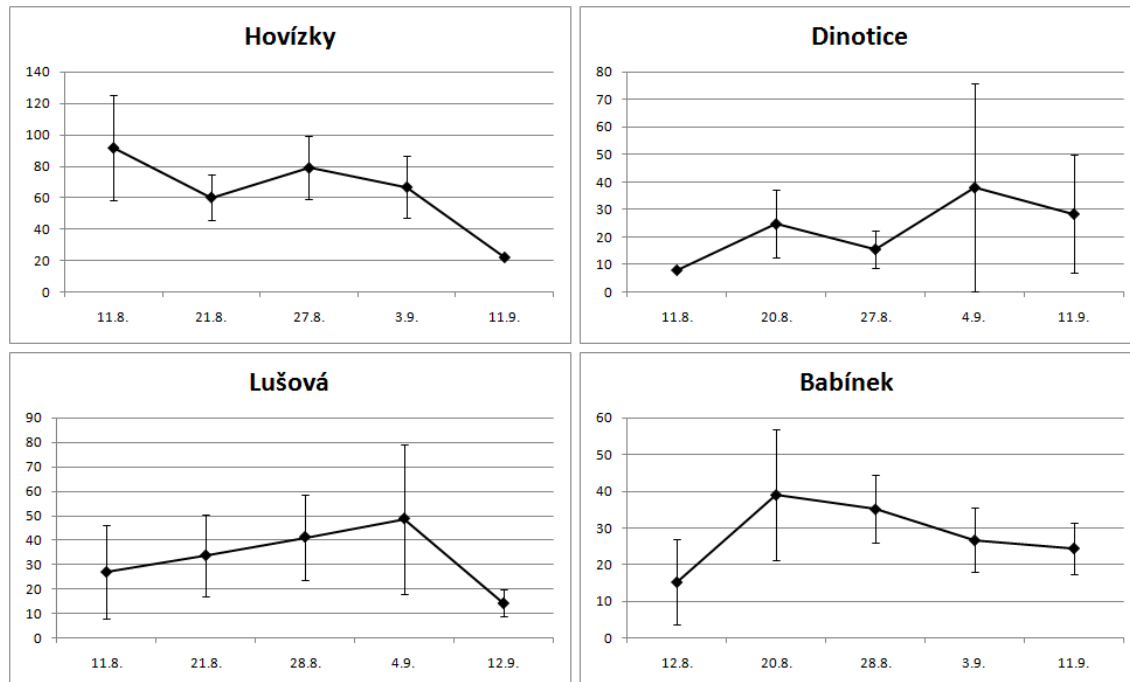
	Počet označených jedinců	Počet odchyťů	Z toho zpětných odchyťů
Hovízky	119 (z toho 8 ♀)	189	65
Dinotice	55 (z toho 13 ♀)	72	18
Lušová	53 (z toho 3 ♀)	81	28
Babínek	54 (z toho 5 ♀)	94	41
celkem	281 (z toho 29 ♀)	436	152



Obrázek 7: Počty odchyťů sarančí vrzavých v jednotlivých odchyťových akcích pro jednotlivé lokality studované v roce 2011.

Z 281 označených jedinců se podařilo zpětně odchytil 98 z nich. Pět jedinců jsem odchytil při první i poslední odchyťové akci, prokazatelně tedy přežili celou dobu trvání výzkumu (53 dní). Další 3 jedinci „přežili“ o jednu odchyťovou akci méně, čili 5 akcí po označení. Čtyři odchyťové akce po označení „přežilo“ 14 jedinců, 3 akce 16 jedinců, 2 akce 27 jedinců a 1 akci 33 jedinců (slovo „přežít“ je zde v uvozovkách, protože kromě přežívání zde hraje roli pravděpodobnost odchyty, emigrace a další faktory, tyto údaje proto nelze brát jako úplný obraz délky života v populaci sarančí). Nejvyšší počet zpětných odchyťů stejného označeného jedince byl 4krát (dosažen u 3 jedinců), z čehož vyplývá, že ani jedinci, kteří prokazatelně přežívali na lokalitě dlouhou dobu, nebyli odchyti ve všech akcích.

Odhady velikosti populací jsem vypočetl v programu Jolly. Vzhledem k velmi nízkému počtu samic mezi odchycenými zvířaty (viz výše) byly tyto odhady vypočítány pouze pro samce. Grafy s vnesenými odhady velikosti populací samců jsou na obrázku 8. Predikovaná maximální početnost samců v populaci během sledovaného období dosahovala 92 samců na lokalitě Hovízky, 38 samců na lokalitě Dinotice, 49 samců na lokalitě Lušová a 39 samců na lokalitě Babínek.



Obrázek 8: Odhady velikosti populací (pouze samci) na čtyřech studovaných lokalitách, s chybovými úsečkami (SE). Na svislých osách jsou vyneseny velikosti populace samců saranče vrzavé, na vodorovných osách jsou termíny odchyťových akcí v roce 2011.

V programu MARK jsem sestrojil *multistate modely* pro výpočet odhadů přežívání, pravděpodobnosti odchyty a pravděpodobnosti přesunu mezi plochami. Do těchto modelů byly přidány různé environmentální parametry. Pro každou lokalitu tak vznikl soubor různých modelů. V tabulkách 4–7 je pro každou lokalitu prezentováno 15 modelů s nejvyšší podporou v datech (tedy ty s nejnižším AIC a nejvyšším „model likelihood“). V přehledu modelů můžeme vidět, že vysokou podporu dostávají často modely, kde je přežívání ovlivněno výškou porostu (etáže E1 a E2, podíl vysokostébelné vegetace), zapojeností porostu, podílem obnažené půdy a teplotami. Zapojenost a výška porostu ovlivňují zřejmě také pravděpodobnost odchyty.

Tabulka 4: Přehled multistate modelů programu MARK pro samce saranče vrzavé z lokality Hovízky (15 modelů s nejvyšší podporou v datech). V modelech je obsaženo přežívání na plochách (S), pravděpodobnost odchyty (p) a přesuny mezi plochami (Ψ) v závislosti na kombinacích různých parametrů - konkrétní plocha (s), čas (t), zapojenost porostu (z), procento obnažené půdy ($puda$), procento vysokostébelné vegetace ($vysoko$), výška spodní etáže porostu ($E1$), výška horní etáže porostu ($E2$), podíl travin ($travin$), podíl bylin ($bylin$), lineární trend ($trend$), hodina odchyty na ploše ($hour$), maximální teplota v den odchyty ($temp$), průměrná teplota mezi odchyty akcemi ($prum.temp$) a teplotní minimum mezi odchyty akcemi ($temp.min$).

Model	AICc	Δ AICc	Model Likelihood	Deviance
{S(zapoj) p(zapoj) Psi(s)}	398,51	0,00	1,000	128,12
{S(s) p(zapoj) Psi(s)}	398,66	0,15	0,929	128,27
{S(E1) p(zapoj) Psi(s)}	398,86	0,34	0,843	128,46
{S(E2) p(zapoj) Psi(s)}	399,34	0,83	0,661	128,95
{S(vysoko) p(zapoj) Psi(s)}	400,11	1,60	0,450	129,72
{S(s) p(t) Psi(s*t)}	400,17	1,65	0,438	116,32
{S(puda, zapoj) p(zapoj) Psi(s)}	400,60	2,08	0,353	128,03
{S(.) p(t) Psi(s*t)}	400,98	2,47	0,291	119,45
{S(E1, E2) p(zapoj) Psi(s)}	401,03	2,52	0,284	128,46
{S(s) p(s*zapoj) Psi(s)}	401,35	2,84	0,242	126,59
{S(puda) p(zapoj) Psi(s)}	401,57	3,05	0,218	131,17
{S(travin) p(zapoj) Psi(s)}	401,89	3,37	0,185	131,49
{S(s*zapoj) p(zapoj) Psi(s)}	401,96	3,45	0,178	127,19
{S(s) p(temp) Psi(s)}	402,00	3,49	0,175	131,61
{S(t) p(t) Psi(s*t)}	402,26	3,74	0,154	113,70

Tabulka 5: Přehled multistate modelů programu MARK pro samce saranče vrzavé z lokality Dinotice (15 modelů s nejvyšší podporou v datech). V modelech je obsaženo přežívání na plochách (S), pravděpodobnost odchyty (p) a přesuny mezi plochami (Psi) v závislosti na kombinacích různých parametrů - konkrétní plocha (s), čas (t), zapojenost porostu ($zapo$), procento obnažené půdy ($puda$), procento vysokostébelné vegetace ($vysoko$), výška spodní etáže porostu ($E1$), výška horní etáže porostu ($E2$), podíl travin ($travin$), podíl bylin ($bylin$), lineární trend ($trend$), hodina odchyty na ploše ($hour$), průměrná denní teplota v den odchyty ($temp$), průměrná teplota mezi odchyty akcemi ($prum.temp$) a teplotní minimum mezi odchyty akcemi ($temp.min$).

Model	AICc	Δ AICc	Model Likelihood	Deviance
{S(s*E1) p(E1) Psi(s)}	104,64	0,00	1,000	40,49
{S(s*E1) p(s) Psi(s)}	105,70	1,05	0,591	41,54
{S(E1) p(s) Psi(s)}	105,85	1,21	0,547	44,16
{S(s*trend) p(s) Psi(s)}	106,50	1,85	0,396	42,34
{S(s*vysoko) p(s) Psi(s)}	106,74	2,09	0,351	42,58
{S(puda) p(E1) Psi(s)}	106,74	2,09	0,351	42,58
{S(temp.min) p(s) Psi(s)}	107,07	2,43	0,297	42,92
{S(s*E1) p(s*temp) Psi(s)}	107,97	3,33	0,190	38,54
{S(prum.temp) p(s) Psi(s)}	109,61	4,97	0,083	45,46
{S(s*E1) p(temp) Psi(s)}	110,08	5,44	0,066	40,65
{S(s*E2) p(s) Psi(s)}	110,72	6,08	0,048	43,99
{S(zapoj) p(s) Psi(s)}	110,74	6,09	0,048	46,58
{S(s*E1) p(hour) Psi(s)}	111,03	6,39	0,041	41,60
{S(s) p(s) Psi(s)}	111,23	6,59	0,037	44,50
{S(s*E1) p(s*travin) Psi(s)}	111,27	6,63	0,036	41,84

Tabulka 6: Přehled multistate modelů programu MARK pro samce saranče vrzavé z lokality Lušová (15 modelů s nejvyšší podporou v datech). V modelech je obsaženo přežívání na plochách (S), pravděpodobnost odchyty (p) a přesuny mezi plochami (Psi) v závislosti na kombinacích různých parametrů - konkrétní plocha (s), čas (t), zapojenost porostu ($zapo$), procento obnažené půdy ($puda$), procento vysokostébelné vegetace ($vysoko$), výška spodní etáže porostu ($E1$), výška horní etáže porostu ($E2$), podíl travin ($travin$), podíl bylin ($bylin$), lineární trend ($trend$), hodina odchyty na ploše ($hour$), průměrná denní teplota v den odchyty ($temp$), průměrná teplota mezi odchyty akcemi ($prum.temp$) a teplotní minimum mezi odchyty akcemi ($temp.min$).

Model	AICc	Δ AICc	Model Likelihood	Deviance
{S(prum.temp) p(E1) Psi(s)}	180,27	0,00	1,000	84,05
{S(E1) p(E1) Psi(s)}	180,66	0,39	0,825	84,44
{S(zapoj) p(E1) Psi(s)}	180,74	0,47	0,789	84,52
{S(E2) p(E1) Psi(s)}	180,87	0,60	0,740	84,65
{S(travin) p(E1) Psi(s)}	181,22	0,95	0,622	85,00
{S(temp.min) p(E1) Psi(s)}	181,22	0,95	0,621	85,00
{S(s) p(E1) Psi(s)}	181,35	1,08	0,583	85,13
{S(vysoko) p(E1) Psi(s)}	181,67	1,40	0,497	85,45
{S(puda) p(E1) Psi(s)}	181,68	1,41	0,494	85,46
{S(s) p(.) Psi(s)}	181,94	1,67	0,434	88,11
{S(s) p(E2) Psi(s)}	182,12	1,85	0,397	85,90
{S(s) p(vysoko) Psi(s)}	182,30	2,03	0,362	86,08
{S(s) p(s) Psi(s)}	182,72	2,45	0,294	86,50
{S(s) p(zapoj) Psi(s)}	182,74	2,47	0,291	86,52
{S(s) p(temp) Psi(s)}	184,15	3,88	0,144	87,93

Tabulka 7: Přehled multistate modelů programu MARK pro samce saranče vrzavé z lokality Babínek (15 modelů s nejvyšší podporou v datech). V modelech je obsaženo přežívání na plochách (S), pravděpodobnost odchyty (p) a přesuny mezi plochami (Psi) v závislosti na kombinacích různých parametrů - konkrétní plocha (s), čas (t), zapojenost porostu ($zapoj$), procento obnažené půdy ($puda$), procento vysokostébelné vegetace ($vysoko$), výška spodní etáže porostu ($E1$), výška horní etáže porostu ($E2$), podíl travin ($travin$), podíl bylin ($bylin$), lineární trend ($trend$), hodina odchyty na ploše ($hour$), průměrná denní teplota v den odchyty ($temp$), průměrná teplota mezi odchyťovými akcemi ($prum.temp$) a teplotní minimum mezi odchyťovými akcemi ($temp.min$).

Model	AICc	Δ AICc	Model Likelihood	Deviance
{S($prum.temp$) p(E1) Psi (s)}	217,03	0,00	1,000	102,92
{S($vysoko$) p(E1) Psi (s)}	218,29	1,26	0,534	104,17
{S($E2$) p(E1) Psi (s)}	218,34	1,31	0,520	104,23
{S($temp.min$) p(E1) Psi (s)}	218,41	1,37	0,504	104,29
{S($bylin$) p(E1) Psi (s)}	218,45	1,42	0,492	104,34
{S($travin$) p(E1) Psi (s)}	218,61	1,58	0,454	104,50
{S(s) p(E1) Psi (s)}	218,73	1,69	0,429	104,61
{S($E1$) p(E1) Psi (s)}	218,81	1,78	0,411	104,70
{S($zapoj$) p(E1) Psi (s)}	218,84	1,81	0,405	104,73
{S($puda$) p(E1) Psi (s)}	218,86	1,83	0,401	104,74
{S(s) p($zapoj$) Psi (s)}	219,11	2,07	0,355	104,99
{S(s) p($E2$) Psi (s)}	220,01	2,97	0,226	105,89
{S(s) p(s * $E1$) Psi (s)}	220,39	3,35	0,187	106,27
{S(s) p(s * $trend$) Psi (s)}	220,41	3,37	0,185	106,29
{S(s) p(s * $zapoj$) Psi (s)}	220,92	3,88	0,143	106,80

Z modelů programu MARK byly získány odhady míry přežívání, pravděpodobnosti odchyty a pravděpodobnosti přesunu mezi plochami. Uvedené hodnoty platí pouze pro samce, samice byly kvůli velmi nízkému počtu mezi odchyťovými jedinci z analýz vyřazeny. Tabulka 8 zobrazuje denní míry přežívání a pravděpodobnosti odchyty pro jednotlivé intervaly mezi odchyťovými akcemi. Tabulka 9 pak zobrazuje vypočítané pravděpodobnosti přesunu mezi plochami na lokalitách.

Tabulka 8: Odhady denní míry přežívání a pravděpodobnosti odchyту samců saranče vrzavé získané z multistate modelů programu MARK pomocí funkce „model averaging“. Int. = interval mezi odchyťovými akcemi; S A = denní míra přežívání na ploše A; S B = denní míra přežívání na ploše B; p A = pravděpodobnost odchyту na ploše A; p B = pravděpodobnost odchyту na ploše B.

	Int.	S A		S B		p A		p B	
		odhad	SE	odhad	SE	odhad	SE	odhad	SE
Hovízky	1	0,9570	0,0127	0,9070	0,0370	0,3321	0,0734	0,7172	0,2422
	2	0,9573	0,0114	0,9231	0,0211	0,3477	0,0793	0,6194	0,1707
	3	0,9590	0,0120	0,9318	0,0229	0,3451	0,0761	0,5415	0,1413
	4	0,9599	0,0133	0,9334	0,0781	0,4103	0,0697	0,6166	0,3690
	5	0,9582	0,0183	0,9310	0,0307	0,4504	0,1380	0,6565	0,1657
	6	0,9600	0,2909	0,9374	0,2914	0,2833	3,5134	0,4012	3,5122
Dinotice	1	0,4241	2,1174	0,6118	0,8330	0,4240	1,6764	0,3296	0,2037
	2	0,9493	0,0883	0,9726	0,0458	0,4464	0,4238	0,2997	0,1505
	3	0,7670	51,377	0,9753	0,0352	0,3702	0,4231	0,2371	0,0922
	4	0,2376	12,066	0,9854	0,0226	0,4222	0,4354	0,2462	0,0939
	5	0,2801	13,658	0,9861	0,0218	0,4046	0,4461	0,2708	0,1140
	6	0,2511	14,977	0,9872	0,0206	0,4026	0,4518	0,2426	0,1137
Lušová	1	0,9663	0,0204	0,9746	0,0202	0,3734	0,1290	0,2119	0,0961
	2	0,9631	0,0219	0,9733	0,0210	0,3763	0,1048	0,2279	0,0986
	3	0,9545	0,0281	0,9647	0,0300	0,4006	0,1138	0,2492	0,0920
	4	0,9648	0,0206	0,9743	0,0205	0,4069	0,1148	0,2725	0,0943
	5	0,9645	0,0199	0,9763	0,0207	0,4024	0,1154	0,1032	0,1118
	6	0,9661	0,0217	0,9789	0,0210	0,3734	0,1089	0,0957	0,1151
Babínek	1	0,9650	0,0252	0,9687	0,0137	0,2898	0,2981	0,2607	0,1033
	2	0,9662	0,0329	0,9717	0,0138	0,4208	0,2465	0,3240	0,0917
	3	0,9681	0,0262	0,9720	0,0144	0,3952	0,2535	0,3803	0,1069
	4	0,9606	0,0259	0,9623	0,0193	0,4090	0,2477	0,4092	0,1023
	5	0,9608	0,0249	0,9647	0,0148	0,5099	0,2280	0,6118	0,1958
	6	0,9548	24,845	0,9621	0,0176	0,6280	0,2463	0,6116	0,1873

Tabulka 9: Pravděpodobnosti přesunu samců saranče vrzavé mezi plochami na jednotlivých lokalitách, získané vždy z nejlepšího (tzn. takového, který měl nejvyšší podporu v datech) multistate modelu programu MARK. Lokalita Dinotice není zahrnuta z důvodu malého množství dat.

	Pravděpodobnost přesunu z A na B		Pravděpodobnost přesunu z B na A	
	odhad	SE	odhad	SE
Hovízky	0,0377	0,0193	0,2091	0,1071
Lušová	0,1355	0,1384	0,1779	0,0885
Babínek	0,3936	0,1668	0,1178	0,0583

Vyšší míry přežívání se objevují na plochách s obecně nižším a rozvolněnějším porostem, tedy se spíše pastvinným charakterem. Tento trend je nejlépe patrný na lokalitě Hovízky, kde byl také největší datový soubor (nejvíce označených jedinců). Výsledky z Hovízků ukazují též rozdíl mezi pravděpodobnostmi přesunu z plochy A na B (0,04) a z plochy B na A (0,21). Právě plocha A je ta s nižší vegetací a výrazným pastvinným charakterem.

Na lokalitě Lušová je vyšší přežívání na ploše B, tedy taky té s nižší vegetací a pastvinným charakterem (jednalo se sice o extenzivní louku, avšak s nízkou

zapojeností porostu a nekompaktním drnem). Naproti tomu další výsledky ukazují mírně vyšší pravděpodobnost přesunu na plochu A. Plocha A na lokalitě Lušová je pastvinou, avšak od začátku roku 2012 až po konec vzorkovací sezóny vůbec pasena nebyla, tudíž zde narostla vysoká vegetace.

Míry přežívání na plochách A a B lokality Babínek jsou téměř shodné, ačkoli na ploše B jsou mírně vyšší. Pravděpodobnost přesunu na plochu B je také vyšší. Plochy A i B se vyznačovaly nízkým porostem, který byl během sezóny 2012 sečen a velmi extenzivně pasen ovce, ale jen plocha B měla klasický pastviný charakter s rozvolněným porostem.

Na lokalitě Dinotice bylo počítání demografických charakteristik problematické z důvodu nedostatku dat (nejnižší počet zpětných odchytů). Ze stejného důvodu nebylo možné spočítat pravděpodobnost přesunu mezi plochami (zaznamenal jsem pouze 1 přesun). Specifické bylo též rozmístění sarančí v rámci lokality. Na ploše A, což byla ovčí pastvina s rozvolněným porostem a obnaženou půdou, se saranče vrzavé vyskytovaly jen velmi řídky (proto odhady přežívání značně kolísají). Přitom předchozí sezónu (2010) se na této pastvině vyskytovaly hojně (Lukáš Spitzer *pers. comm.*). V době mého výzkumu (rok 2011) byla většina sarančí koncentrována do jižního cípu plochy B, kde byl vysoký podíl volné půdy, porost byl extrémně řídký a poměrně nízký (zbytek plochy B tvořila povětšinou vysoká a hustá vegetace). V tomto místě jsem nacházel relativně hodně samic (nejvíce ze všech lokalit), spolu s kterými se zde vyskytovalo množství samců.

4.2. Mobilita

Během průzkumu populačních charakteristik pomocí zpětných odchytů bylo zaznamenáváno, na které ze 2 ploch vymezených na dané lokalitě se odchycená saranče nachází. Z těchto údajů lze odvodit četnost přesunů sarančí mezi plochami. Pokud to bylo možné, zaznamenával jsem také přibližnou polohu nálezu saranče v rámci plochy, díky čemuž lze k některým přesunům sarančí zjistit jejich vzdálenost.

Za celou dobu měření bylo zaznamenáno celkem 23 přesunů mezi plochami na jednotlivých lokalitách (tab. 10), přičemž se vždy jednalo o samce. Vícenásobné přesuny byly zaznamenány pouze u dvou jedinců (samec č. 39 z lokality Hovízky – 2 přesuny; samec č. 12 z lokality Babínek – 3 přesuny). S výjimkou samce č. 2 z lokality Hovízky byly všechny přesuny pozorovány mezi jednotlivými odchytovými akcemi

(naproti tomu tento samec vykonal rychlý a dlouhý přesun mezi plochami během jedné odchytové akce, viz níže). Pro pravděpodobnosti přesunu mezi plochami viz též tabulku 9.

Tabulka 10: Zaznamenané přesuny sarančí vrzavých mezi plochami na lokalitách v roce 2011.

Jedinec	Plocha a datum odchyty		
2 (Hovízky)	A (3.8.)	←	B (3.8.)
3 (Hovízky)	A (27.8.)	←	B (11.8.)
19 (Hovízky)	A (3.8.)	→	B (21.8.)
39 (Hovízky)	A (3.9.)	→	B (11.9.)
39 (Hovízky)	A (24.9.)	←	B (11.9.)
43 (Hovízky)	A (11.8.)	→	B (27.8.)
61 (Hovízky)	A (21.8.)	←	B (11.8.)
69 (Hovízky)	A (27.8.)	→	B (3.9.)
35 (Dinotice)	A (4.9.)	←	B (27.8.)
3 (Lušová)	A (11.8.)	←	B (2.8.)
7 (Lušová)	A (2.8.)	→	B (28.8.)
20 (Lušová)	A (4.9.)	←	B (21.8.)
23 (Lušová)	A (24.9.)	←	B (21.8.)
40 (Lušová)	A (4.9.)	←	B (28.8.)
47 (Lušová)	A (24.9.)	←	B (12.9.)
6 (Babínek)	A (20.8.)	←	B (4.8.)
12 (Babínek)	A (4.8.)	→	B (12.8.)
12 (Babínek)	A (3.9.)	←	B (12.8.)
12 (Babínek)	A (3.9.)	→	B (25.9.)
13 (Babínek)	A (28.8.)	→	B (3.9.)
24 (Babínek)	A (28.8.)	←	B (20.8.)
26 (Babínek)	A (11.9.)	←	B (20.8.)
38 (Babínek)	A (3.9.)	→	B (25.9.)

Délka přesunů je známa jen v některých případech, proto nelze tyto vzdálenosti nějak hlouběji analyzovat. Jednotlivé případy však mají samy o sobě také jistou vypovídací hodnotu. Většina mnou zaznamenaných přesunů sarančí vrzavých nepřesahuje 70 m. Nejvyšší vzdálenosti dosáhl přesun samce č. 38 z lokality Babínek, který byl po třech týdnech nalezen minimálně o 180 m dále (směr přesunu dolů po svahu). Samec č. 2 z lokality Hovízky se jednorázově (během 2 hodin) přesunul z plochy B na horní část plochy A (směr nahoru do strmého svahu). Přímou čarou by musel překonat vzdálenost minimálně 140 m; pokud budeme uvažovat pravděpodobnou možnost vyhnutí se vysokému lesu, tak uražená vzdálenost činila minimálně 170 m. Tentýž den (3.8.2011) jsem na téže lokalitě pozoroval jiné 3 samce, kteří při vyrušení prudce vylétali z trávy a usedali na větvě stromů ve výšce až 4 m. Takové chování není dle mých znalostí pro sarančí vrzavou obvyklé.

Celkově nebyla mobilita v populaci sarančí velká. Mnoho jedinců jsem nalézal po celou dobu ve stejné části lokality. Samce č. 2 z lokality Lušová jsem odchytit 3krát

po sobě (11.8., 21.8. a 28.8.2011) na zcela stejném místě (přesunul se maximálně o 3 m). Jediné dvě samice, které se podařilo zpětně odchytit, byly taktéž nalezeny na totožném místě jako při předchozím odchytu (po 14, respektive po 22 dnech).

4.3. Biotopové preference

V sezóně 2012 jsem vyhodnotil 179 ploch, na kterých jsem zjišťoval přítomnost studovaného druhu a zaznamenával environmentální charakteristiky. Saranče vrzavá byla nalezena na 43 plochách, celkový počet pozorovaných jedinců činil 326. Za účelem komplexního popsání vlivu environmentálních charakteristik na početnost saranče vrzavé byl v programu R sestaven regresní model. Tento model vysvětluje 89 % celkové variability v datovém souboru ($R^2 = 0,89$). Výsledky modelu jsou v tabulce 11, v tabulce 12 jsou pak příslušné hodnoty regresních koeficientů. Výsledný model neobsahuje všechny testované faktory, protože některé z nich nebyly z důvodu vzájemné korelace do modelu zahrnuty.

Výsledky regresního modelu poukazují na význam zapojenosti, volné půdy, sklonu svahu a managementů (intenzivní pastva ovcí, intenzivní pastva skotu, extenzivní seč) pro výskyt saranče vrzavé. Průkazně vyšly též interakce faktorů zapojenost s managementem extenzivní sečí a datum s managementem extenzivní sečí. Vliv faktorů datum a čas je dán zřejmě náhodně tím, v jakém pořadí jsem navštěvoval vyhodnocované plochy (saranče nejsou rozmístěny v krajině rovnoměrně, naopak často se nacházejí na několika sousedních plochách).

Tabulka 11: Výsledky regresního modelu popisujícího vliv environmentálních charakteristik na početnost saranče vrzavé. Znak ⁽²⁾ značí kvadratickou transformaci faktoru, * značí interakci faktorů. Model vysvětluje 89 % variability. Pro význam zkratk kategorií managementu (mng) viz tab. 2 na str. 14.

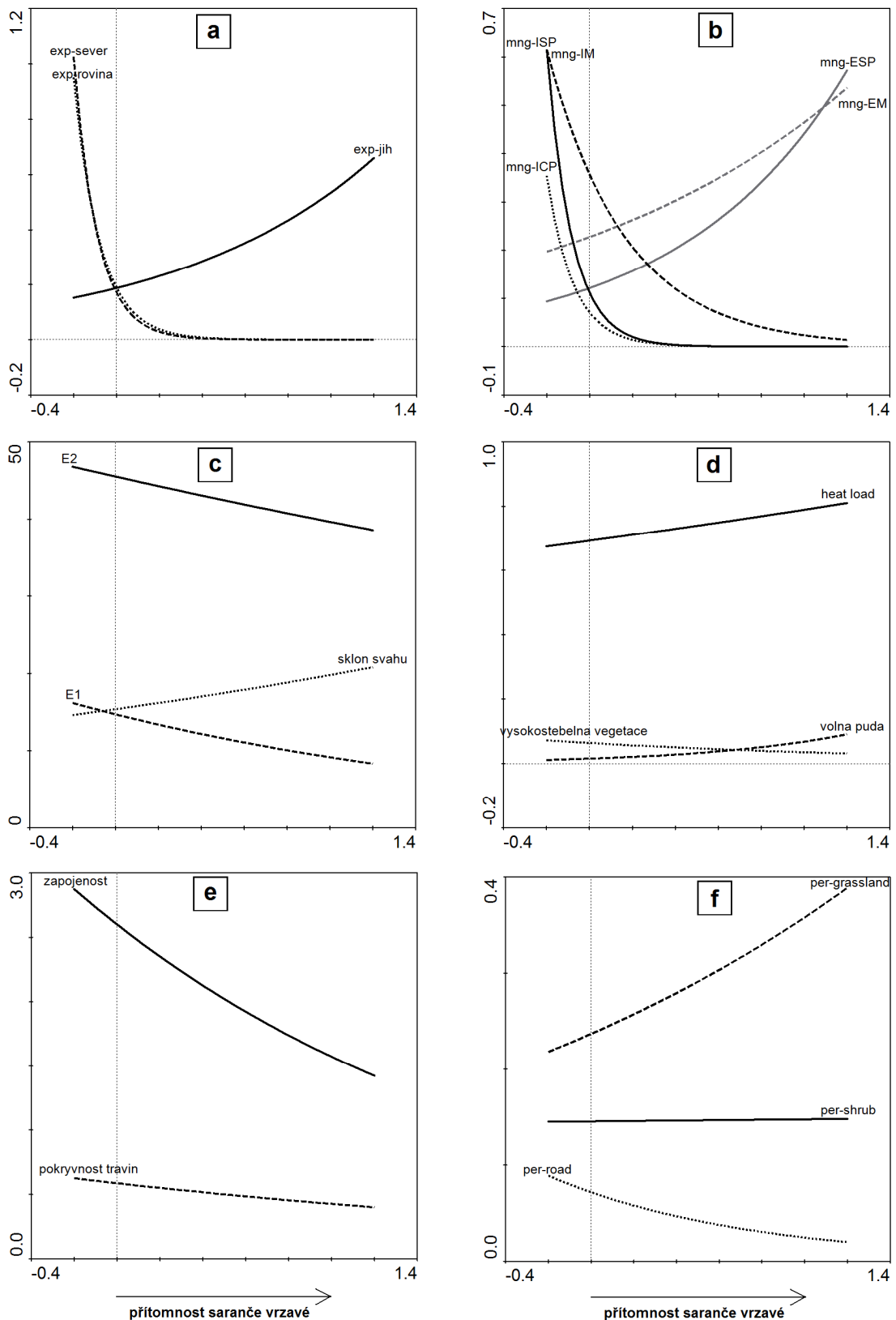
Faktor	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. deviance	p
zapojenost ⁽²⁾	2	448,66	176	241,62	< 0,001
volná půda ⁽²⁾	2	51,96	174	189,66	< 0,001
datum	1	34,84	173	154,83	< 0,001
mng-ISP	1	15,23	172	139,60	< 0,001
čas ⁽²⁾	2	22,98	170	116,62	< 0,001
sklon svahu	1	16,16	169	100,46	< 0,001
mng-ICP	1	6,03	168	94,43	0,014
mng-EM	1	3,31	167	91,12	0,069
zapojenost ⁽²⁾ * mng-EM	2	7,96	165	83,16	0,019
datum * mng-EM	1	7,89	164	75,27	< 0,005

Tabulka 12: Hodnoty regresních koeficientů pro faktory z modelu v tabulce 11. Znak ⁽²⁾ značí kvadratickou transformaci faktoru, * značí interakci faktorů. Pro význam zkratk kategorií managementu (mng) viz tab. 2 na str. 14.

Faktor	Hodnota	SE	z	p
(intercept)	-48,49	7,07	-6,86	< 0,001
zapojenost	-40,01	10,09	-3,97	< 0,001
zapojenost ⁽²⁾	-22,75	4,86	-4,69	< 0,001
půda	11,31	2,12	5,34	< 0,001
volná půda ⁽²⁾	-9,60	2,24	-4,29	< 0,001
datum	16,87	272,5	6,19	< 0,001
mng-ISP	-38,85	8,8×10 ⁶	0,00	0,999
čas	-6,88	1,84	-3,75	< 0,001
čas ⁽²⁾	-7,44	1,95	-3,83	< 0,001
sklon svahu	10,64	342,7	3,10	< 0,005
mng-ICP	-49,28	7,2×10 ⁶	0,00	0,999
mng-EM	34,27	10,72	3,20	< 0,005
zapojenost * mng-EM	23,64	13,33	1,77	0,076
zapojenost ⁽²⁾ * mng-EM	18,34	6,23	2,95	< 0,005
datum * mng-EM	-12,74	422,1	-3,02	< 0,005

Dalším krokem bylo sestrojení GLM modelů, které zobrazují jednotlivé environmentální charakteristiky v souvislosti s přítomností či nepřítomností saranče vrzavé. Grafy s vyneseny křivkami statisticky průkazných faktorů jsou na obrázku 9, příslušné numerické charakteristiky jak průkazných, tak neprůkazných faktorů jsou pak v příloze 7 (str. 47).

Obrázek 9a ukazuje pozitivní vliv jižní expozice svahu na výskyt saranče vrzavé a negativní vliv svahů se severní nebo žádnou expozicí. Vztah výskytu zkoumaného druhu a managementu je na obrázku 9b. Saranče se vyskytovala zpravidla na extenzivních ovčích pastvinách a extenzivně sečených loukách, zatímco na intenzivních pastvinách ovcí nebo skotu a na intenzivně sečených loukách se nevyskytovala. Další faktory průkazně korelující s výskytem saranče vrzavé jsou sklon svahu, „heat load index“ a podíl volné půdy (obr. 9c, 9d). Naopak průkazně negativní souvislost s výskytem druhu má výška vegetace (etáže E1 a E2), podíl vysokostébelné vegetace, zapojenost porostu a pokryvnost travin (obr. 9c, 9d, 9e). Posledními průkaznými faktory jsou některé z typů prostředí, obklopujících vyhodnocované plochy (tzv. perimetr). Podle těchto výsledků existuje pozitivní vliv sousedství s travinným biotopem, mírně pozitivní vliv křovin a negativní vliv silnic (obr. 9f).



Obrázek 9: Generalizované lineární modely (Poissonova distribuce) zobrazující průkazné vztahy mezi faktory prostředí a přítomností či nepřítomností saranče vřavé. *Obr. a:* expozice svahu; *b:* typy managementu (pro význam zkratk viz tab. 2, str. 14); *c:* výšky vegetace (etáže E1 a E2) a sklon svahu; *d:* heat load index (viz metodika str. 13), podíl vysokostebelné vegetace a podíl obnažené půdy; *e:* zapojenost porostu a pokryvnost travin; *f:* perimetr (procentuální vyjádření typů prostředí v okolí plochy) – travinný biotop, křoviny, silnice.

5. DISKUSE

Cílem práce bylo stanovit demografické charakteristiky, mobilitu a biotopové preference saranče vrzavé. Zjištěné poznatky přispějí k poznání biologie a k praktické ochraně tohoto ohroženého druhu. Velikost zkoumaných populací byla poměrně malá. Přežívání bylo ovlivněno faktory prostředí, zejména výškou vegetace, zapojeností porostu, podílem volné půdy a teplotami. Analýza biotopových preferencí ukázala, že druh preferuje nižší rozvolněné porosty s obnaženou půdou, které leží většinou na výhřevných jižních svazích a jsou obhospodařovány extenzivní pastvou nebo sečí.

5.1. Poměr pohlaví a délka života

Označených jedinců v této studii bylo celkem 281, z toho jen 29 samic. U saranče vrzavé je uváděn vychýlený poměr pohlaví ve prospěch samců (Janßen a Reich 1998; Bönsel a Runze 2000; Bönsel 2004; Bönsel a Matthes 2005; Weibart a Fischer 2006), mnou stanovený poměr 10:1 je nicméně příliš výrazný (zřejmě z metodických důvodů). Roli zde, kromě skutečně mírně vychýleného poměru, hraje pravděpodobně skrytý způsob života samic, které jsou na rozdíl od samců obtížně detekovatelné (Bönsel 2004; Weibart a Fischer 2006).

Nejdelší mnou zaznamenaná doba přežití imaga je 53 dní, tedy po celou dobu studie. Přežití po celou dobu průzkumu naznačuje, že dospělci saranče vrzavé se mohou dožít ještě delší doby. Janßen a Reich (1998) uvádějí ve svých výsledcích nejdelší dobu přežití 61 dní. Weibart a Fischer (2006) zaznamenali maximální přežití pro samce 72 dní a pro samice 81 dní, přičemž poslední imaga pozorovali na konci října.

5.2. Velikost populací

Zjištěné velikosti populací (obr. 8) se na třech lokalitách pohybují v maximu na úrovni cca 40–50 samců, na lokalitě Hovízky 92 samců. I přes to, že se jedná pouze o kalkulace průběhu velikosti populace samců, lze se domnívat, že početnost populace jako takové je reálně poměrně nízká. Tato skutečnost může být zmírněna tím, že jak se ukázalo při širším průzkumu oblasti v roce 2012, minimálně 3 ze 4 studovaných populací komunikují s okolními plochami, též obsazenými sarančí vrzavou. Jiná situace je zřejmě na lokalitě Babínek, která nemá v nejbližším okolí žádné další perspektivní plochy a je tak dle mého názoru nejvíce ohrožena vyhynutím.

V porovnání s obdobnými studii jsou mnou zjištěné početnosti nižší, ne však výrazně (zejména při započítání samic a zohlednění velikosti studijní plochy). Buchweitz (1993) počítal odhad velikosti populace dohromady pro 4 blízké lokality, mezi kterými docházelo k přeletům jedinců, a došel k maximální velikosti 440 jedinců. Janßen a Reich (1998) provedli CMR studii na ploše 0,7 ha v nivě horního Isaru v Bavorsku. Odchytili 106 samců, což jsou téměř shodné výsledky s lokalitou Hovízky (viz tab. 3).

S průběhem velikosti populace souvisí teorie líhnutí částečné druhé generace nymf na přelomu července a srpna (Hemp a Zehm 1995), kterou nepřímo potvrzuje mé pozorování dvou nymf 11.8.2011. Podle Hempa a Zehma (1995) tyto „opožděné“ nymfy rychle dospějí během srpna a posílí tak populaci, což by byla výhodná strategie pro zvýšení šance populace na přežití. Několik nymf v srpnu pozorovali také Bönsel a Runze (2000), kteří dávají své pozorování do souvislosti s výskytem pozdních mrazíků. Od jejich úvahy již není daleko k myšlence, že tato druhá kohorta nymf by se mohla líhnout z části vajíček, která by normálně přečkala v půdě 2 zimní období, přičemž pozdní chlad na konci jara by zde simuloval druhou zimu. Možný dvouletý populační cyklus saranče vrzavé představil Wagner (2002). V této oblasti je ještě mnoho nezodpovězených otázek a potřeba dalšího výzkumu.

5.3. Míra přežívání ve vztahu k faktorům prostředí

Odhady denní míry přežívání samců (tab. 8) se pohybují mezi 90 a 98 procenty, ve většině případů kolem 96 %. Není mi známa žádná práce, která by uváděla míry přežívání saranče vrzavé. Zjištěné hodnoty kolem 96 % korespondují s poznatky pro některé jiné druhy ohrožených sarančí (Besnard et al. 2007; Štěpánová 2012). Stanovená míra přežívání je však pravděpodobně podhodnocena vlivem emigrace, protože emigrující jedinci jsou ve výpočtu považováni za mrtvé (Tkadlec 2008).

Modely programu MARK se zanesenými faktory prostředí (tab. 4–7) ukazují, že přežívání bylo ovlivněno zejména výškou porostu, zapojeností porostu a podílem obnažené půdy. Tyto faktory prostředí jsou i jinými autory považovány za důležité pro výskyt a vývoj saranče vrzavé (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994; Hemp a Hemp 2003; Weibart a Fischer 2006). Jak uvádějí Hemp a Hemp (2003), druh obývá stanoviště s řídkým porostem, obnaženou půdou a nižší vegetací z důvodu jejich větší

výchřevnosti. S tím souvisí fakt, že dobrou podporu v mých datech mají také modely, kde bylo přežívání ovlivněno teplotou (zejména tab. 6 a 7).

Obraz vztahu environmentálních faktorů a přežívání vhodně doplňují údaje o mírách přežívání na jednotlivých plochách v rámci lokalit (tab. 8). Vyšší míry přežívání vykazovaly plochy s nižší vegetací a pastvinným charakterem (tedy řídkší vegetací a místy obnaženou půdou). Zvláště dobře je toto viditelné na největší ze zkoumaných populací (Hovízky). Lepší podmínky pro saranči na „pastvinných“ plochách dokumentují též vyšší pravděpodobnosti přesunu na tyto plochy než pravděpodobnosti přesunu opačným směrem (tab. 9), což se prokázalo zejména u lokalit Hovízky a Babínek.

5.4. Mobilita

Nejdelší délka přesunu, kterou jsem zaznamenal, činila minimálně 180 m (jednalo se o samce). Maximální vzdálenosti překonané samci saranče vrzavé uváděné v literatuře jsou 76 m (Bönsel 2004), 88 m (Kolb a Fischer 1994), 95 m (Väisänen et al. 1991), 176 m (Janßen a Reich 1998), 476 m (Weibart a Fischer 2006) a 700 m (Buchweitz 1993). Většina jedinců však realizovala podstatně kratší přesuny, některé jsem dokonce nacházel opakovaně na zcela stejném místě. Menší mobilita většiny populace saranče vrzavé je známa (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994), autoři uvádějí průměrné délky přesunů pro samce od 16 (Bönsel 2004) do 42 m (Weibart a Fischer 2006).

Samice jsou podstatně méně pohyblivé než samci, často se nepřesouvají vůbec nebo jejich přesuny bývají krátké (Buchweitz 1993; Janßen a Reich 1998; Hemp a Hemp 2003; Weibart a Fischer 2006). Tuto skutečnost podporují také moje zpětné odchvy samic, které jsem po 2 až 3 týdnech našel na zcela stejném místě. Nízká mobilita samic a jejich špatná schopnost procházet jinými biotopy je chápána jako hlavní překážka pro úspěšné šíření druhu či zpětné obsazování ztracených stanovišť (Buchweitz 1993; Weibart a Fischer 2006). Mobilnější samci mohou zabezpečovat genetickou výměnu mezi populacemi, sami kolonizovat nové plochy však pochopitelně nedokážou (Weibart a Fischer 2006).

5.5. Biotopové preference

Sestrojený regresní model (tab. 11 a 12) vysvětluje 89 % variability, z čehož vyplývá, že sesbírané hodnoty environmentálních faktorů velmi dobře odrážejí pattern výskytu saranče vrzavé v rámci 179 vyhodnocovaných ploch.

Co se týče expozice svahu, ukázaly se jako nejpříznivější pro výskyt saranče vrzavé jižní svahy (obr. 9a). Naopak na severních svazích a plochách bez výrazné expozice se druh nevyskytoval. S tím souvisí také průkazně pozitivní vliv sklonu svahu (obr. 9c) a „heat load indexu“, tedy ukazatele výhřevnosti dané plochy (obr. 9d). Jiní autoři (Hemp a Hemp 2003; Weibart a Fischer 2006) také uvádějí význam výhřevnosti, expozice a sklonu svahu. Weibart a Fischer (2006) došli ve svých výsledcích k jednoznačné preferenci jihozápadních svahů nad jihovýchodními. Jihozápadně exponované svahy se oproti jihovýchodním intenzivněji zahřívají (McCune a Keon 2002). V mých analýzách se neprokázal významný vliv západní ani východní expozice. To, že saranče vrzavá dokáže žít i na východních svazích, dokládá populace na lokalitě Hovízky, která byla paradoxně největší ze 4 mnou zkoumaných populací v roce 2011.

Dalšími významnými faktory jsou strukturní parametry porostu. Saranče vrzavá se vyskytovala na plochách s nižší výškou vegetace (obr. 9c, 9d), vyšším podílem obnažené půdy (obr. 9d) a méně zapojeným porostem (obr. 9e). Význam těchto strukturních parametrů podtrhují také modely přežívání ze sezóny 2011 (tab. 4–7). K podobným výsledkům dospěly i předešlé práce zabývající se biotopovými preferencemi druhu (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994; Hemp a Hemp 2003; Weibart a Fischer 2006). Hemp a Hemp (2003) pokládají plochy s řídkou nižší vegetací, z důvodu jejich teplejšího mikroklimatu, za důležité zejména pro kladení vajíček a vývoj nymf. Dále zmiňují častý výskyt sarančí vrzavých podél lesních lemů, kde se nacházejí sušší a výhřevnější plošky. Tento poznatek potvrzují i má pozorování z oblasti Vsetínských vrchů. Weibart a Fischer (2006) v souvislosti preference ploch s obnaženou půdou upozorňují, že stanoviště s příliš vysokým podílem volného půdního povrchu jsou již pro sarančí vrzavou nevhodná (taková stanoviště se v mnou zkoumané oblasti nenacházela).

To, jak je travinný ekosystém obhospodařován, má vždy vliv na zde žijící organismy (Kampmann et al. 2008; Stoate et al. 2009). Dle mých výsledků se studovaný druh vyskytoval téměř výhradně na extenzivních ovčích pastvinách nebo extenzivně sečených loukách (obr. 9b). Na intenzivně sečených loukách a úživných intenzivních pastvinách ovcí či skotu se nenacházel. Vhodné typy managementu

(extenzivní pastva nebo seč) patrně vytvářejí nebo udržují příznivé strukturní a mikroklimatické podmínky, diskutované v předchozím odstavci. Uplatňování managementu na lokalitách je nutné pro jejich ochránění před sukcesí (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994; Weibart a Fischer 2006).

Mezi faktory s průkazným vlivem na výskyt saranče vrzavé se objevily taktéž některé z typů prostředí, se kterými daná plocha sousedí (obr. 9f). Sousedství travinného nebo křovinného biotopu vykazuje pozitivní vliv, sousedství silnice naopak vliv negativní. Travinné a křovinné biotopy mohou přispívat k lepšímu mikroklimatu, jejich velkou výhodou je, že nestíní. Les (jehož vliv nebyl průkazný) sice může vytvářet výhřevné lesní lemy (viz výše), zároveň ale způsobuje stínění ploch. Zastíněné lokality jsou pro saranči nepříznivé (Buchweitz 1993; Kočárek et al. 2013). Nevhodnost ploch sousedících se silnicí je dle mého názoru způsobena tím, že silnice vedou zpravidla středy údolí a plochy s nimi sousedící se často vyznačují malým sklonem a hustou úživnou vegetací, což jsou pro studovaný druh nepříznivé podmínky.

5.6. Doporučení pro praktickou ochranu druhu

Hlavním ohrožujícím faktorem pro většinu hmyzích druhů je ztráta stanovišť (Konvička et al. 2005, Primack et al. 2011). To platí i v případě saranče vrzavé (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994; Weibart a Fischer 2006). Podstatný úbytek lokalit tohoto druhu byl sledován na mnoha místech Evropy i ČR (např. Holuša 2000; Reinhardt 2005; Theuerkauf et al. 2005).

Lokality je potřeba chránit před sukcesí pravidelným managementem nebo aspoň jednorázovými udržovacími zásahy (Kolb a Fischer 1994; Weibart a Fischer 2006), přičemž péče o lokality by měla sledovat biotopové nároky saranče vrzavé, čili vytvořit plochy s nízkým řídkým porostem a místy obnaženou půdou. Preference druhu pro krátkostébelný porost jsou dokázány (viz výše), ovšem jak uvádí Weibart a Fischer (2006), dospělci se nacházejí i ve vyšší vegetaci, která může poskytovat úkryt před predátory a povětrnostními vlivy. Proto by měly být podmínky na stanovišti do jisté míry heterogenní.

Takové podmínky nejlépe vytváří extenzivní pastva (Mládek et al. 2006). Jako nejvhodnější se jeví pastva ovčí, ačkoli i pastva skotu byla v minulosti na některých známých lokalitách saranče vrzavé provozována (Holuša 1997b). Příliš masivními

zásahy do lokalit však mohou být populace ohroženy, pastva by proto měla být šetrná (Hemp a Hemp 2003).

Další možností údržby lokalit je seč. Její nevýhodou je, že mechanizovaný proces seče způsobuje poměrně vysokou mortalitu rovnokřídlého hmyzu (Gardiner a Hill 2006, Humbert et al. 2010). Proto je vhodné, aby byly lokality sečeny postupně ve více fázích, což jednak zvýší míru stanovištní heterogenity a především zajistí refugia pro saranče i jiné živočichy. Ponechávání dočasně neposečených refugií úspěšně snižuje mortalitu rovnokřídlých způsobenou sečí (Humbert et al. 2012).

Kromě zajištění stávajících lokalit by bylo žádoucí též obnovit staré zaniklé lokality či rozšířit velikost stávajících, které se často zmenšují postupným zarůstáním od okrajů (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994). Opuštěné lokality lze vyčistit a obnovit na nich management, což se poslední dobou místy děje na Valašsku (Spitzer 2011). V souvislosti obnovování a rozšiřování lokalit navrhuje Buchweitz (1993) možnost tvorby biokoridorů, které by zabezpečovaly genetickou výměnu mezi populacemi. V neposlední řadě je potřeba zabránit dotovanému zalesňování cenných bezlesých stanovišť, což je taktéž jeden z důvodů ztráty lokalit druhu, zejména na Valašsku (Spitzer et al. 2009).

Saranče vrzavá je málo mobilním druhem, jež si zřejmě vyvinul adaptace umožňující přežití na ostrovech vhodných biotopů v krajinné matici (Bönsel 2004). Tyto adaptace by měly bránit genetickému driftu a usnadnit přežití malých izolovaných populací (Bönsel a Runze 2000; Bönsel 2004). Fragmentace celkové populace v České republice však dosáhla takového stupně, že ani specifické (dosud ne zcela poznané) adaptace saranče vrzavé nemusí stačit k jejímu přežití (Spitzer 2007). Zachování druhu v České republice je nejisté a podniknutí ochrannářských akcí tudíž nutné.

6. SOUHRN

Předložená diplomová práce se zabývala demografií, mobilitou a biotopovými preferencemi saranče vrzavé (*Psophus stridulus*). Saranče vrzavá byla ještě v 1. polovině 20. století na území České republiky velmi hojná, ale od 50. let zažívá rozsáhlý ústup a v současnosti přežívá jen na zbytku lokalit, vesměs izolovaných. Zjištěné poznatky o ekologii druhu poskytnou podklad pro jeho ochranu.

Výzkum probíhal na Valašsku ve Vsetínských vrších v letech 2011 a 2012. V srpnu a září 2011 byly prostřednictvím metody zpětných odchyťů zkoumány demografické charakteristiky a mobilita populací na 4 vybraných lokalitách. V sezóně 2012 proběhlo za účelem zjištění biotopových preferencí druhu vyhodnocení reprezentativního počtu obsazených i neobsazených ploch (celkem 179) v oblasti, přičemž byl zaznamenáván management, charakter vegetace, sklon a expozice svahu, okolí plochy a počasí. Data z roku 2011 byla analyzována v programech pro populační analýzy Jolly a MARK. Analýza dat z roku 2012 proběhla pomocí regresního modelu a generalizovaných lineárních modelů.

Čtyři populace, zkoumané v roce 2011, byly relativně malé, maximální odhadnuté početnosti dosahovaly přibližně 38–92 samců. Samice byly z analýz vyjmuty z důvodu příliš nízkého počtu odchyťů. Denní míra přežívání se pohybovala okolo 96 % a byla ovlivněna výškou vegetace, zapojeností porostu, podílem obnažené půdy a teplotami, přičemž saranče lépe přežívaly na plochách pastvinného charakteru, tedy s nízkou vegetací a vyšším podílem obnažené půdy. Mobilita zvířat byla obecně nízká, nejdelší zaznamenaný přesun samce činil 180 m.

Regresní model vztahu mezi početností saranče vrzavé a environmentálními faktory sesbíranými v roce 2012 vysvětlil 89 % variability, lze tedy říci, že testované faktory dobře odrážejí pattern výskytu saranče vrzavé. Ukázalo se, že saranče vrzavá preferuje nižší rozvolněné porosty s obnaženou půdou, které leží většinou na výhřevných jižních svazích a jsou obhospodařovány extenzivní pastvou nebo sečí.

Pro přežití druhu je nezbytné zabránit dalšímu úbytku stanovišť, která většinou zanikají v důsledku zarůstání nebo zalesňování. Lokality je potřeba obhospodařovat extenzivní pastvou nebo sečí a bránit tak sukcesii. Přežití druhu v České republice je nejisté a podniknutí ochranných akcí tudíž nutné.

7. LITERATURA

- Besnard A., Piry S., Berthier K., Lebreton J.D., Streiff R. (2007): Modeling survival and mark loss in molting animals: recapture, dead recoveries, and exuvia recoveries. *Ecology*, 88: 289–295.
- Bönsel A. (2004): Ethological and morphological adaptations of *Psophus stridulus* Linnaeus 1758 to habitat islands. *Beitr. Ent.*, 54: 241–253.
- Bönsel A., Matthes H. (2005): Ein weiterer Nachweis der Rotflügeligen Schnarrschrecke *Psophus stridulus* (Linnaeus 1758) in Brandenburg. *Articulata*, 20: 117–124.
- Bönsel A., Runze M. (2000): Ein Habitat der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L. 1758) im nordöstlichen Polen. *Articulata*, 15: 49–52.
- Breitsameter M., Kothe T., Schönitzer K. (1999): Bemerkenswerte Heuschrecken aus Bayern in der Zoologischen Staatssammlung München. Naturforschenden Gesellschaft Augsburg, Augsburg.
- Budrys E., Pakalniškis S. (2007): The Orthoptera (Insecta) of Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, 17: 105–115.
- Buchweitz M. (1993): Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*, L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. *Articulata*, 8: 39–62.
- Cooch E., White G. (eds.) (2013): Program MARK: A Gentle Introduction. 11th edition. Dostupné online: <http://www.phidot.org/software/mark/>.
- Čejchan A. (1992): Poznámky o rozšíření orthopteroidního hmyzu v CHKO Jizerské hory (*Grylloptera*, *Orthoptera* s. str., *Dermaptera*, *Dictyoptera: Blattodea*). Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy, 18: 73–82.
- Dobšík B. (1959): Řád Rovnokřídli - *Orthoptera*, pp. 195–216. In: Kratochvíl J. (ed.): Klíč zvířeny ČSR III., ČSAV Praha.
- Farkač J., Král D., Škorpík M. (eds.) (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Gardiner T., Hill J. (2006): Mortality of Orthoptera caused by mechanised mowing of grassland – *British Journal of Entomology and Natural History*, 19: 38–40.
- Głowaciński Z., Nowacki J. (eds.) (2004): Polish red data book of animals, invertebrates. Institute of Nature Conservation PAS, Kraków.

- Gruttke H., Haupt H. (2005): German Red Lists for invertebrate taxa at a national level. In: Procter D., Harding P.T. (eds.): Proceedings of INCardiff 2003 – Red lists for invertebrates: their application at different spatial scales – practical issues, pragmatic approaches; 5–9.8.2003; National Museum & Gallery of Wales, Cardiff. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee; 2005.
- Hemp C., Hemp A. (2003): Lebensraumansprüche und Verbreitung von *Psophus stridulus* (Orthoptera: Acrididae) in der Nördlichen Frankenalb. *Articulata*, 18: 51–70.
- Hemp C., Zehm A. (1995): Eine zweite Larvenschlupfwelle bei Heuschrecken – ein Beitrag zur Populationsbiologie von *Psophus stridulus* und *Myrmeleotettix maculatus* (Orthoptera: Acrididae). *Articulata*, 12: 123–129.
- Holuša J. (1997a): Druhové spektrum sarančí (Caelifera) a kobylek (Ensifera) údolí potoka Dinotice (Vsetínské vrchy). *Klapalekiana*, 33: 11–16.
- Holuša J. (1997b): Výsledky průzkumu sarančí (Caelifera) a kobylek (Ensifera) několika lokalit okresu Vsetín. *Zpravodaj OVM Vsetín*, 1997: 43–46.
- Holuša J. (2000): K poznání sarančí (Caelifera) a kobylek (Ensifera) Moravskoslezských Beskyd. *Klapalekiana*, 36: 41–70.
- Holuša J., Kočárek P., Konvička O. (2012): Grasshoppers and crickets (Orthoptera), earwigs (Dermaptera), cockroaches (Blattaria), and mantises (Mantodea) of the Bílé Karpaty Protected Landscape Area and Biosphere Reserve (Czech Republic). *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae (Brno)*, 96: 71–104.
- Horák J., Šafářová L. (2010): Výskyt saranče vrzavé (*Psophus stridulus* L. – Orthoptera: Acrididae) v podhůří Orlických hor s poznámkami k výskytu v Pardubickém kraji. *Acta Musei Richnoviensis, sect. natur.*, 17: 10–14.
- Humbert J.Y., Ghazoul J., Richner N., Walter T. (2010): Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139: 522–527.
- Humbert J.Y., Ghazoul J., Richner N., Walter T. (2012): Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biological Conservation*, 152: 96–101.
- Ingrisch S., Köhler G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Janßen B., Reich M. (1998): Zur Populationsstruktur und Mobilität von *Psophus stridulus* in einer alpinen Wildflußlandschaft. *Articulata*, 13: 121–125.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret P., Konold W., Peter M., Walter T., Wildi O., Lüscher A. (2008): Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation*, 16: 12–25.

- Kindvall O., Jansson N. Jong, J. (1993): Trumgräshoppan – en art pa fallrepet. Entomologisk Tidskrift, 114: 121–131.
- Kočárek P., Holuša J., Vidlička L. (2005): Blattaria, Mantodea, Orthoptera & Dermaptera České a Slovenské Republiky. Kabourek, Zlín.
- Kočárek P., Holuša J., Vlk R., Marhoul P. (2013): Rovnokřídli (Insecta: Orthoptera) České republiky. Academia, Praha.
- Kolb K.H., Fischer K. (1994): Populationsgröße und Habitatnutzung der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*, Insecta: Saltatoria) im NSG "Steinberg und Wein-Berg"/ Bayerische Rhön. Articulata, 9: 25–36.
- Konvička O. (2013): Mapa rozšíření *Psophus stridulus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Dostupné online: <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id138/>
- Konvička M., Beneš J., Čížek L. (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- Lepš J., Šmilauer P. (2000): Mnohorozměrná analýza ekologických dat. Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Luquet G.C. (1982): Die Feldheuschrecken des Mont Ventoux (Vancluse, Südfrankreich). Ökologische und phänologische Beobachtungen (Orthoptera, Caelifera, Acridoidea). Entomofauna, 22: 351–364.
- McCune B., Keon D. (2002): Equations for potential annual direct incident radiation and heat load. Journal of Vegetation Science, 13: 603–606.
- Mládek J., Pavlů V., Hejcman M., Gaisler J. (eds.) (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha.
- Obenberger J. (1926): Rovnokřídli hmyz Republiky Československé. Česká akademie věd a umění, Praha.
- Olmo-Vidal J. M. (2006): Atlas of the Orthoptera of Catalonia. Barcelona. 428 pp.
- Pavelka J., Trezner, J. (eds.) (2001): Příroda Valašska (okres Vsetín). Český svaz ochránců přírody, Vsetín.
- R Development Core Team (2011): R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Pecina P. (1982): Kam zmizely krkonošské kobyly? Živa, 30: 65–66.
- Pollock K.H., Nichols J.D., Brownie C., Hines J.E. (1990): Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife Monographs, 107: 1–97.

- Primack R.B., Kindlmann P., Jersáková J. (2011): Úvod do biologie ochrany přírody. Portál, Praha.
- Reinhardt, K., Köhler, G., Maas, S. and Detzel, P. 2005. Low dispersal ability and habitat specificity promote extinctions in rare but not in widespread species: the Orthoptera of Germany. *Ecography*, 28: 593–602.
- Spitzer L. (2007): Současné rozšíření saranče vrzavé (*Psophus stridulus*, L.), (*Caelifera: Acrididae*) na Valašsku (Česká republika). *Časopis Slezského Muzea Opava (A)*, 56: 53–58.
- Spitzer L., Beneš J., Dandová J., Jašková M., Konvička M. (2009): The Large Blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians. *Ecological Indicators*, 9: 1056–1063.
- Spitzer L. (2011): Mapování historického, recentního výskytu a zjištění populačních charakteristik saranče vrzavé (*Psophus stridulus*) na území CHKO Beskydy. Závěrečná zpráva, nepublikováno.
- Stoate C., Báldi A., Beja P., Boatman N.D., Herzon I., van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L., Ramwell C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management*, 91: 22–46.
- Štěpánová L. (2012): Demografická charakteristika populace saranče německé (*Oedipoda germanica*) na lokalitě Košťálov (České středohoří). Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- TerBraak C.J.F., Šmilauer P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca.
- Theuerkauf J., Rouys S., Grein G., Becker A. (2005): New records of Orthoptera in the Biesszady Mountains (Southeast Poland) with special regard to the genus *Isophya*. *Fragmenta Faunistica*, 48: 9–14.
- Tkadlec E. (2008): Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Väisänen R., Somerma P., Kuusaari M., Nieminen M. (1991): *Bryodema tuberculata* and *Psophus stridulus* in southwestern Finland (Saltatoria: Acrididae). *Entomologica Fennica*, 2: 27–32.
- Wagner W. (2002): Weist die Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*) auf der Schwäbischen Alb einen zweijährigen Entwicklungszyklus auf? *Mitt. Ent. V. Stuttgart*, 37: 57–62.

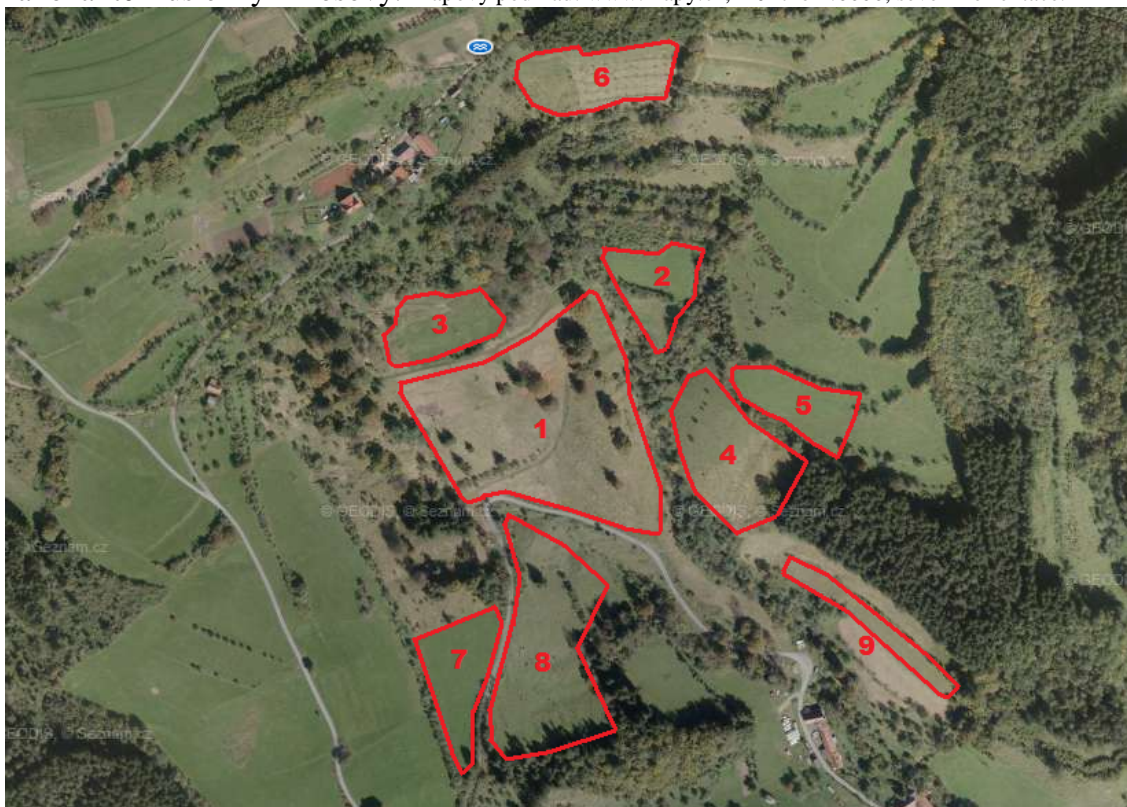
Weibart M., Fischer K. (2006): Populationsstruktur, Dispersionsverhalten und Habitatpräferenzen der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L.) in der Fränkischen Schweiz. *Articulata*, 21: 169–182.

8. PŘÍLOHY

Příloha 1: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Hovězí – Hovízky. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:12000, severní orientace.



Příloha 2: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Huslenky – Losový. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:6000, severní orientace.



Příloha 3: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Halenkov – Dinotice. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:12000, severní orientace.



Příloha 4: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Halenkov – Lušová. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:12000, severní orientace.



Příloha 5: Letecký snímek s vyznačením ploch vyhodnocovaných v roce 2012 na lokalitě Nový Hrozenkov – Babínek. Mapový podklad: www.mapy.cz, měřítko 1:12000, severní orientace.



Příloha 6: Tabulka se základními charakteristikami vyhodnocovaných ploch z roku 2012 (pro význam zkratk kategorií managementu viz tab. 2 na str. 14).

Plocha	Rozloha (ha)	Nadmořská výška (m n. m.)	Expozice svahu	Management	Přítomnost saranče vrzavé
Dinotice 1	0.84	520	JV	ESP	ano
Dinotice 2	0.41	530	V	ISP	ne
Dinotice 3	0.84	530	JV	IM	ne
Dinotice 4	0.40	520	-	ISP	ne
Dinotice 5	0.27	530	JZ	EM	ne
Dinotice 6	0.38	530	-	IM	ne
Dinotice 7	0.21	540	J	EM	ne
Dinotice 8	0.60	540	J	EM	ano
Dinotice 9	0.71	510	SZ	IM	ne
Dinotice 10	0.33	520	Z	ICP	ne
Dinotice 11	0.36	520	J	ESP	ne
Dinotice 12	0.73	530	JZ	ESP	ano
Dinotice 13	1.38	500	-	IM/ISP	ne
Dinotice 14	0.59	560	Z	ICP/AoA	ne
Dinotice 15	1.35	600	SZ	ICP	ne
Dinotice 16	1.29	490	-	IM	ne
Dinotice 17	0.51	510	-	IM	ne
Dinotice 18	0.87	510	-	IM	ne
Dinotice 19	0.93	510	V	IM	ne
Dinotice 20	1.17	530	JV	EM	ne
Dinotice 21	0.67	520	-	IM	ne
Dinotice 22	0.21	530	J	EM	ne
Dinotice 23	0.55	530	Z	EM	ne
Dinotice 24	1.17	520	-	IM	ne
Dinotice 25	1.55	590	Z	EM	ne
Dinotice 26	0.20	500	V	EM	ne
Dinotice 27	0.62	500	V	AoA	ano
Dinotice 28	0.27	500	V	IM	ne
Dinotice 29	0.17	500	V	AoA	ne
Dinotice 30	0.31	520	V	AoA	ne
Dinotice 31	0.09	500	J	EM/AoA	ano
Dinotice 32	0.19	500	J	ESP/AoA	ne
Dinotice 33	0.57	510	V	IM	ne
Dinotice 34	0.91	520	V	IM	ne
Dinotice 35	0.33	550	V	EM	ano
Dinotice 36	0.64	550	V	IM	ne
Dinotice 37	0.55	530	SV	AoA	ne
Dinotice 38	1.23	520	SV	EM	ne
Dinotice 39	0.44	530	S	EM	ne
Dinotice 40	0.31	530	J	ESP	ne
Dinotice 41	0.64	530	J	ESP/AoA	ne
Dinotice 42	0.39	520	JZ	ESP/AoA	ne
Dinotice 43	0.29	510	JZ	ISP	ne
Dinotice 44	0.19	510	JZ	ISP	ne
Dinotice 45	0.15	510	JZ	ESP	ne
Dinotice 46	0.26	510	JZ	EM	ne
Dinotice 47	0.33	500	V	IM/ISP	ne
Dinotice 48	1.30	700	JZ	EM	ano
Dinotice 49	0.68	660	S	EM/ICP	ne
Dinotice 50	0.33	660	J	EM/ICP	ne
Dinotice 51	2.58	600	S	ICP	ne
Dinotice 52	0.55	550	S	ICP	ne
Dinotice 53	0.38	530	J	EM/ESP	ne
Dinotice 54	0.48	520	J	EM/ESP	ano
Dinotice 55	0.55	510	V	IM	ne
Dinotice 56	0.45	500	J	AoA	ne
Dinotice 57	0.40	510	V	ICP	ne
Dinotice 58	0.18	510	SV	ICP	ne
Dinotice 59	0.42	490	S	IM	ne
Dinotice 60	0.46	510	SV	ICP	ne
Dinotice 61	0.73	510	V	EM	ne
Dinotice 62	2.00	520	SV	IM	ne

Dinotice 63	0.60	510	S	ISP	ne
Lušová 1	0.26	540	JV	EM	ano
Lušová 2	0.62	550	J	EM	ano
Lušová 3	0.43	540	J	EM	ano
Lušová 4	0.50	540	J	ESP	ano
Lušová 5	0.28	550	J	EM/ESP	ano
Lušová 6	0.48	520	J	EM/ESP	ne
Lušová 7	0.16	520	-	IM	ne
Lušová 8	0.43	530	J	IM	ano
Lušová 9	0.51	550	S	IM	ne
Lušová 10	0.81	540	S	ISP	ne
Lušová 11	0.22	520	-	IM	ne
Lušová 12	0.07	510	J	ESP	ne
Lušová 13	0.27	510	V	EM	ne
Lušová 14	0.27	530	V	IM	ne
Lušová 15	0.20	560	V	ESP	ano
Lušová 16	0.38	570	V	EM/ESP	ano
Lušová 17	0.35	560	-	IM	ne
Lušová 18	0.53	560	J	EM	ano
Lušová 19	0.54	580	JZ	EM	ano
Lušová 20	0.76	540	-	IM	ne
Lušová 21	0.20	550	JV	IM	ne
Lušová 22	0.28	570	Z	ESP	ne
Lušová 23	0.93	570	J	ESP	ne
Lušová 24	0.36	540	-	ISP	ne
Lušová 25	0.27	570	JZ	EM/ESP	ne
Lušová 26	0.47	560	Z	IM	ne
Lušová 27	0.43	570	JZ	IM	ne
Lušová 28	0.18	560	J	EM	ano
Lušová 29	0.40	560	-	IM	ne
Lušová 30	0.36	530	-	IM	ne
Lušová 31	0.57	560	JZ	EM	ne
Lušová 32	0.15	520	Z	EM/ESP	ano
Lušová 33	0.25	610	J	EM	ne
Lušová 34	0.24	520	V	EM	ne
Lušová 35	1.14	510	-	IM	ne
Lušová 36	0.32	540	V	AoA	ne
Lušová 37	0.22	540	V	EM	ne
Lušová 38	0.84	550	V	EM/AoA	ne
Lušová 39	1.50	550	V	EM/AoA	ne
Lušová 40	0.38	520	S	IM	ne
Lušová 41	0.32	540	S	IM	ne
Lušová 42	0.43	650	-	IM	ne
Lušová 43	0.39	630	JV	ESP	ne
Lušová 44	0.40	630	S	IM	ne
Lušová 45	0.66	630	SV	EM	ne
Lušová 46	0.35	570	SV	EM/ESP	ne
Lušová 47	0.84	550	S	EM	ne
Lušová 48	0.58	530	S	EM	ne
Lušová 49	0.20	520	J	ESP	ano
Lušová 50	0.17	520	-	ISP	ne
Lušová 51	0.22	520	J	EM	ano
Lušová 52	0.39	520	-	IM	ne
Lušová 53	0.33	530	J	EM	ne
Lušová 54	0.23	530	JZ	EM	ano
Lušová 55	0.56	540	Z	EM/ESP	ano
Lušová 56	0.64	540	Z	AoA	ne
Lušová 57	1.72	630	Z	EM/ESP	ne
Lušová 58	0.38	570	Z	AoA	ne
Lušová 59	0.26	510	Z	EM	ano
Lušová 60	1.12	660	SZ	EM/ESP	ne
Lušová 61	2.46	700	S	EM/ESP	ne
Lušová 62	1.48	680	-	EM	ne
Lušová 63	0.62	630	Z	EM	ne
Lušová 64	0.43	500	-	IM	ne
Lušová 65	0.47	520	J	AoA	ne
Lušová 66	0.37	530	Z	AoA	ano

Lušová 67	0.41	510	Z	ESP/AoA	ne
Lušová 68	0.39	510	Z	ESP	ano
Lušová 69	0.42	510	Z	ESP	ano
Lušová 70	0.45	590	SZ	EM/ESP	ne
Losový 1	2.01	520	J	ESP	ano
Losový 2	0.34	530	J	ISP	ne
Losový 3	0.36	550	J	ICP	ne
Losový 4	0.70	500	JZ	ESP	ano
Losový 5	0.36	530	JZ	ESP	ano
Losový 6	0.52	590	J	EM	ano
Losový 7	0.40	530	V	IM	ne
Losový 8	0.99	510	V	ESP	ne
Losový 9	0.18	480	-	IM	ne
Hovízky 1	0.68	450	V	ESP	ano
Hovízky 2	0.18	460	J	ESP	ano
Hovízky 3	0.28	460	J	EM	ano
Hovízky 4	0.28	480	J	EM	ne
Hovízky 5	0.40	520	JZ	IM	ne
Hovízky 6	0.38	440	V	ESP	ano
Hovízky 7	0.59	430	-	IM	ne
Hovízky 8	0.95	460	Z	IM/ESP	ne
Hovízky 9	0.49	480	Z	ESP	ne
Hovízky 10	0.69	480	S	ISP	ne
Hovízky 11	0.24	470	SZ	AoA	ne
Hovízky 12	0.44	470	Z	ISP	ne
Hovízky 13	0.96	470	Z	ISP	ne
Hovízky 14	0.96	440	Z	ISP	ne
Hovízky 15	0.26	440	Z	ISP	ne
Babínek 1	0.26	530	JV	EM/ESP	ano
Babínek 2	0.80	540	V	IM	ne
Babínek 3	0.52	550	JV	AoA	ne
Babínek 4	0.25	560	JV	EM/ESP	ano
Babínek 5	0.83	550	V	EM/ESP	ano
Babínek 6	1.51	600	V	IM	ne
Babínek 7	1.04	570	JV	ESP/AoA	ano
Babínek 8	0.40	550	V	IM	ne
Babínek 9	1.50	560	J	ESP	ano
Babínek 10	1.55	560	S	ESP	ne
Babínek 11	0.26	520	V	IM	ne
Babínek 12	0.17	520	V	EM	ne
Babínek 13	0.33	510	V	IM	ne
Babínek 14	0.18	500	V	EM	ano
Babínek 15	0.22	490	-	IM	ne
Babínek 16	2.76	590	JV	EM/ESP	ano
Babínek 17	0.94	560	V	IM	ne
Babínek 18	0.37	570	-	IM	ne
Babínek 19	1.44	540	SV	EM	ne
Babínek 20	1.38	570	SZ	AoA	ne
Babínek 21	2.63	530	Z	AoA	ne
Babínek 22	0.48	480	Z	IM	ne

Příloha 7: Sumární přehled dílčích výsledků pro generalizované lineární modely vztahu výskytu saranče vrzavé a různých environmentálních faktorů.

Faktor ^a	F	p	AIC	Regresní koeficienty	
				pro intercept	pro faktor
exp-sever	24,23	< 0,001	74,14	-1,778	-9,013
exp-východ	0,005	0,058	114,80	-1,343	-0,020
exp-jih	21,05	< 0,001	97,82	-1,674	1,048
exp-západ	0,052	0,181	101,51	-1,636	0,072
exp-rovina	22,71	< 0,001	87,15	-1,674	-8,116
mng-EM	9,31	< 0,005	109,55	-1,479	0,713
mng-ESP	22,57	< 0,001	87,22	-2,109	1,293
mng-IM	27,31	< 0,001	108,37	-1,031	-2,730
mng-ISP	12,53	< 0,001	67,38	-2,205	-8,585
mng-ICP	7,98	< 0,01	51,10	-2,661	-8,128
mng-AoA	0,86	0,356	80,21	-2,172	-0,491
E1	34,20	< 0,001	423,38	2,689	-0,475
E2	4,21	0,042	1216,3	3,818	-0,138
sklon svahu	12,69	< 0,001	806,60	2,734	0,252
heat load	14,69	< 0,001	5,28	-0,367	0,131
vysoko. veg.	9,70	< 0,005	8,56	-2,744	-0,596
volná půda	28,67	< 0,001	8,13	-4,129	1,450
zapojenost	149,51	< 0,001	21,67	0,956	-0,502
travin	36,12	< 0,001	8,73	-0,534	-0,320
bylin	2,00	0,159	8,10	-0,638	0,067
per-gra	8,24	< 0,005	42,96	-1,439	0,412
per-shr	0,003	0,046	50,46	-1,927	0,014
per-roa	5,70	0,018	35,19	-2,635	-1,077
per-dec	0,35	0,445	47,61	-1,674	-0,120
per-con	1,06	0,305	50,25	-1,203	-0,165
per-hou	0,01	0,090	27,27	-3,154	-0,047
per-ara	0,68	0,410	13,31	-4,195	-0,616

^a Pozn: Význam zkratk faktorů – exp = expozice svahu; mng = management; EM = extenzivní seč; ESP = extenzivní pastva ovcí; IM = intenzivní seč; ISP = intenzivní pastva ovcí; ICP = intenzivní pastva skotu nebo koní; AoA = opuštěno nebo zalesněno; E1 = výška spodní etáže porostu; E2 = výška horní etáže porostu; vysoko. veg. = podíl vysokostébelné vegetace; travin = pokryvnost travin; bylin = pokryvnost bylin; per = „perimetr“ (zastoupení různých typů prostředí sousedících s plochou), gra = travinný biotop, shr = křoviny, roa = silnice, dec = listnatý les, con = jehličnatý les, hou = lidské sídlo, ara = orná půda.

Příloha 8a: Fotografie označeného samce saranče vrzavé z lokality Babínek.



Příloha 8b: Fotografie označené samice saranče vrzavé z lokality Babínek.

