

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



# **Vliv hospodaření na hmyzí společenstva travinných ekosystémů**

**Stanislav Rada**

DOKTORSKÁ DISERTAČNÍ PRÁCE

Školitel: prof. MVDr. Emil Tkadlec, CSc.

Konzultant: RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.

Olomouc 2018

© Stanislav Rada, 2018

Rada S. (2018): Vliv hospodaření na hmyzí společenstva travinných ekosystémů [doktorská disertační práce]. Univerzita Palackého, Olomouc, 30 s., v češtině.

## ABSTRAKT

Ochrana biologické rozmanitosti je konsenzuálním mezinárodním zájmem. Přesto na počátku 21. století zažíváme enormní úbytek biodiverzity. Velká část evropské biodiverzity je vázána na travinné ekosystémy (louky a pastviny), které jsou udržovány prostřednictvím zemědělského hospodaření (seče a pastvy). Intenzifikace hospodaření a zároveň upouštění od něj v nevýnosných oblastech má za následek ochuzování až zánik cenných bezlesých biotopů. Je tudíž žádoucí studovat odezvu zachovalých travinných ekosystémů na různé hospodaření a zjistit ekologické nároky tamních ohrožených druhů.

Práce si klade za cíl 1) stanovit vliv seče, pastvy a liniových krajinných prvků na indikačně významné skupiny bezobratlých podhorských travinných ekosystémů; 2) stanovit demografické charakteristiky a biotopové preference dvou ohrožených sarančí (saranče německá a vrzavá), závislých na obhospodařování bezlesí. Na základě výsledků obou tematických celků pak stanovit obecná doporučení pro hospodaření v travinných ekosystémech a pro ochranu dvou blíže studovaných druhů sarančí.

První část práce vychází ze studií provedených na loukách a pastvinách v Nížkém Jeseníku. Ukázal se průkazný efekt seče v interakci s časem na společenstvo bezobratlých. Okamžitý vliv pastvy se projevil jen u některých rovnokřídlých. Negativním okamžitým efektem seče byla zasažena zejména početnost řádů bezobratlých s nízkou mobilitou. V dlouhodobém měřítku přispívala extenzivní seč a kombinace seče s extenzivní pastvou k vyšší druhové bohatosti, zatímco na plochách pouze pasených nebo neobhospodařovaných byl počet druhů nižší. Dále se prokázalo, že liniové krajinné prvky (remízky a meze) navyšují abundance bezobratlých v agroekosystémech. Na základě výsledků doporučujeme oddálenou seč, ponechávání neposečených pásů a zřizování liniových krajinných prvků.

Ve druhé části práce byla studována saranče německá (*Oedipoda germanica*) v Českém středohoří a saranče vrzavá (*Psophus stridulus*) ve Vsetínských vrších. Prokázal se pozitivní efekt teploty na přežívání dospělců saranče německé v malé izolované populaci na vrchu Košťál. Saranče vrzavá jednoznačně preferovala jižní svahy s řídkou nízkou vegetací a ploškami obnažené půdy, přičemž klíčovým faktorem

byla hustota vegetace. K udržení obou druhů na jejich lokalitách je potřeba aktivní hospodaření, které zabrání zarůstání a stínění. V případě saranče německé se nabízí cílené vyřezávání dřevin a pastva, v případě saranče vrzavé je vhodná extenzivní pastva a seč. Saranče vrzavá je charismatickým kandidátem na deštníkový a vlajkový druh podhorských xerothermních pastvin.

**Klíčová slova:** bezobratlí, biodiverzita, louka, *Oedipoda*, Orthoptera, pastva, pastvina, *Psophus*, saranče, seč

Rada S. (2018): Impact of farming activities on insect communities living in grassland ecosystems [doctoral dissertation]. Palacký University, Olomouc, 30 pp., in Czech.

## **ABSTRACT**

Biodiversity conservation at the beginning of the 21<sup>st</sup> century is of consensual international interest. Yet, we are experiencing an enormous biodiversity loss. A big part of European biodiversity is bound to the grassland ecosystems (meadows and pastures), which are sustained by agricultural management (mowing and grazing). Agricultural intensification and abandonment of peripheral areas are responsible for impoverishment and decline of valuable grassland habitats. Therefore, it is desirable to study the response of preserved grasslands to various managements and to uncover ecological requirements of local endangered species.

This thesis is aiming at 1) specifying impact of mowing, grazing and linear landscape features on indicator important arthropod communities in submontane grassland ecosystems; 2) specifying demographic characteristics and habitat preferences of two endangered locusts (*Psophus stridulus* and *Oedipoda germanica*), which are dependent on management of treeless habitats. Then, based on the results of the both thematic parts, we determined general recommendations for management of grassland ecosystems and for conservation of the two locust species studied.

The first part of the thesis proceeds from studies conducted in submontane meadows and pastures in Hrubý Jeseník Mts. situated in northeast of the Czech Republic. The effect of mowing in interaction with time proved to be significant for arthropod community. Immediate impact of grazing was apparent only in some Orthoptera. By negative immediate effect of mowing were afflicted particularly arthropod orders with low mobility. In the long-term, the higher species richness was brought about by low-intensity mowing and by combination of mowing and low-intensity grazing; species richness on grazed-only patches or patches without management was lower. We further proved that linear landscape features (strips of grass and belts of trees) increase abundances of arthropods in agroecosystems. Based on the results, we recommend delayed mowing, uncut grass refuges left and establishment of the linear landscape features.

In the second part of the thesis, we focused on locust *Oedipoda germanica* in the České středohoří Mts. situated in the northwest of the Czech Republic and on locust

*Psophus stridulus* in the Vsetínské vrchy hills situated in the eastern part of the Czech Republic. We found a positive effect of temperature on the survival of *O. germanica* adults in the small isolated population was proved. *Psophus stridulus* clearly preferred southern slopes with sparse low vegetation and patches of bare ground; sward density was the key factor. To preserve both species on their localities, an active management, which prevents overgrowing and shading, is needed. In case of *O. germanica*, removal of shrubs and trees and subsequent grazing is suggested; in case of *P. stridulus*, low-intensity grazing and mowing is suitable. *Psophus stridulus* is a charismatic candidate for flagship and umbrella species of submontane xerothermic grasslands.

**Key words:** arthropods, biodiversity, grazing, locust, meadow, mowing, *Oedipoda*, Orthoptera, pasture, *Psophus*

# OBSAH

Seznam originálních publikací .....	vi
Poděkování .....	vii
1. Úvod.....	1
1.1. Historická role zemědělství v utváření krajiny a biodiverzity.....	1
1.2. Industrializace zemědělství a ztráta krajinné heterogenity.....	2
2. Cíle a struktura práce .....	5
3. Studované taxony.....	6
3.1. Hmyz jako biologický indikátor .....	6
3.2. Rovnokřídlí v travinných ekosystémech .....	7
3.3. Saranče německá a saranče vrzavá .....	8
4. Metodika.....	10
4.1. Studijní lokality.....	10
4.2. Studijní design a použité metody .....	10
4.2.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin.....	10
4.2.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé.....	12
5. Výsledky a diskuse .....	13
5.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin.....	13
5.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé – příklad druhů závislých na obhospodařování krajiny .....	16
6. Závěr .....	19
Seznam použité literatury.....	22
Přílohy.....	30

## SEZNAM ORIGINÁLNÍCH PUBLIKACÍ

Předkládaná disertační práce je založena na níže uvedených publikacích, které jsou označeny a citovány jako Přílohy I–IV.

### **Příloha I:**

Mazalová M., Šipoš J., Rada S., Kašák J., Šarapatka B., Kuras T. (2015): Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology* 112: 734–746.

### **Příloha II:**

Rada S., Mazalová M., Šipoš J., Kuras T. (2014): Impacts of mowing, grazing and edge effect on Orthoptera of submontane grasslands: Perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology* 62: 123–138.

### **Příloha III:**

Rada S., Štěpánová L., Losík J., Šipoš J., Holuša J., Kuras T. (2015): How does *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acrididae) cope on the northern edge of its distribution? A demographical study of a completely isolated population. *European Journal of Entomology* 112: 486–492.

### **Příloha IV:**

Rada S., Spitzer L., Šipoš J., Kuras T. (2017): Habitat preferences of the grasshopper *Psophus stridulus*, a charismatic species of submontane pastures. *Insect Conservation and Diversity* 10: 310–320.

Autor se podílel na designu experimentu (II, IV), na sběru dat (I, II, IV), analýze dat a interpretaci výsledků (II, III, IV), psaní manuskriptu (II, III, IV), revizích a korekturách textu (I, II, III, IV) a na recenzním řízení a komunikaci s redakcí časopisu (II, III, IV). Prohlášení spoluautorů o autorském podílu uchazeče na publikacích je v Příloze V.



## PODĚKOVÁNÍ

V prvé řadě děkuji vedoucímu práce Emilovi Tkadlecovi za podnětné konzultace během studia a za připomínky k finálnímu textu disertační práce i odborných článků. Největší dík však patří mému konzultantovi Tomášovi Kurasovi, který mě po celou dobu studia fakticky vedl. Děkuji mu za četné rozpravy, za významný podíl na podobě textů našich společných odborných publikací i textu této disertační práce a za přátelskou pomoc a podporu nejen během studia. Dále si poděkování zaslouží Jan Šipoš, který vždy ochotně pomohl se statistickými analýzami, a všichni ostatní spoluautoři přiložených odborných publikací – Monika Mazalová, Lucie Štěpánová (nyní Vélová), Lukáš Spitzer, Jan Losík, Jaroslav Holuša, Josef Kašák a Bořivoj Šarapatka. Monice Mazalové děkuji také za stylistické připomínky k textu této práce. Nesmím zapomenout na spoludoktorandy a zaměstnance katedry ekologie a ŽP, kteří vytvořili podnětnou, radostnou a celkově nezapomenutelnou atmosféru – z těch ještě nejmenovaných bych chtěl zmínit zejména Adama Bednařika, Ondru Machače, Filipa Trnku, Zdeňka Mačáta, Radima Gabriše, Vendy Kurdíkovou, Lukáše Webera, Petru Zachovalovou a Martina Rulíka. Veliký dík patří mým rodičům, bez jejichž podpory a vedení ke vztahu k přírodě a knihám bych těžko mohl dojít až sem. Nakonec děkuji své partnerce Hance za psychickou podporu a za to, že je.

# 1. ÚVOD

Ochrana biologické rozmanitosti na Zemi je konsenzuálním mezinárodním zájmem, jak dokládá mezinárodní úmluva o biologické rozmanitosti (*Convention on Biological Diversity*; CBD 2010). K této úmluvě se připojily všechny státy světa, čímž se zavázaly mimo jiné k ochraně všech druhů živých organismů a jejich prostředí. Naplňování tohoto závazku předpokládá zmapování světové biodiverzity, komplexní poznání fungování ekosystémů a přírodních procesů stejně jako zevrubné poznání ekologických nároků jednotlivých druhů a příčin jejich ohrožení.

Biologická rozmanitost je intenzivně studována a diskutována z hledisek ekologické teorie i aplikované ochrany přírody. Biodiverzitu chce lidstvo chránit předně pro hodnotu, kterou má sama o sobě – tedy vnitřní (*intrinsic*), případně kulturní hodnotu (Soulé 1985; Ghilarov 2000). Z utilitaristického pohledu lze biologickou rozmanitost chápat jako zdroj žádaných produktů typu nových léčiv, technologických materiálů, potravin a podobně (Rands et al. 2010). V posledních dvou dekádách je kladen důraz i na přímý či nepřímý ekonomický význam biodiverzity zajišťovaný prostřednictvím ekosystémových služeb, které jsou buď nenahraditelné, nebo nahraditelné jen s obrovskými náklady (Gallai et al. 2009; Nelson et al. 2009; Cardinale et al. 2012; Potts et al. 2016).

Z těchto důvodů je akcentována potřeba zachování biodiverzity (Soulé 1985; Rands et al. 2010). Přesto i dnes, v prvních dekádách 21. století, vnímáme úbytek celosvětové biodiverzity, dokonce lze mluvit o poklesu čím dál rychlejším (Butchart et al. 2010; Pimm et al. 2014; McCallum 2015). Tento úbytek se neprojevuje jen v absolutním a nevratném vymírání biologických druhů, ale mnohem častěji v ochuzování regionální a lokální biodiverzity (Sodhi et al. 2004; Biesmeijer et al. 2006; Brooks et al. 2012; Vogt-Schilb et al. 2015) a snižování početnosti i běžných druhů (Hallmann et al. 2017).

## ***1.1. Historická role zemědělství v utváření krajiny a biodiverzity***

V Evropě je významná část biologické rozmanitosti spojena s hospodařením člověka v krajině, zejména prostřednictvím utváření bezlesých biotopů v jinak lesní klimatické zóně (Bignal a McCracken 1996). Určitou výjimkou jsou primární bezlesí vzniklá a udržovaná působením klimatických a geologických podmínek, tedy zejména

rašeliniště, vysokohorské hole, slaniska a extrémní biotopy na skalním podloží (Dengler et al. 2014). I zde však měla zemědělská činnost člověka mnohdy významnou roli, například působení pastvy a travení nad horní hranicí lesa v pohořích Vysokých Sudet (Rybníček a Rybníčková 2004) či Alpách (Tinner et al. 1996). Jiné typy bezlesí byly v pravěké krajině patrně udržovány činností velkých herbivorů (koní, zubrů, praturů a jiných) nebo bobrů (vznik aluviálních luk na zazemněných bobřích přehradách, aktivní kácení stromů) v kombinaci s disturbancemi typu vichřic, povodní, požárů, lavin či hmyzích kalamit (Ložek 2007; Hejzman et al. 2013; Dengler et al. 2014). Působení těchto přirozených vlivů bylo člověkem do velké míry utlumeno a nevědomky nahrazeno zemědělským hospodařením (Sádlo et al. 2005; Hejzman et al. 2013).

Počátky přetváření evropské krajiny lidmi sahají přinejmenším do neolitu, kdy první rolníci a pastevcí svou činností bránili zarůstání zbytků bezlesí expandujícími lesy, které se šířily následkem oteplení a zvlhčení klimatu po skončení posledního glaciálu (Sádlo et al. 2005; Ložek 2007; Hejzman et al. 2013). Pravděpodobně tak umožnili přežití mnoha druhů organismů vázaných na otevřená stanoviště. Následný vznik zemědělství a jeho rozvoj znamenal další odlesňování a vytvoření pestré krajinné mozaiky, nabízející nejrůznější typy lesních a bezlesých biotopů. Ty byly dále kolonizovány množstvím druhů – jak starousedlých, šířících se z přirozených zbytků bezlesí, tak nově přichozích druhů ze stepní zóny (Ložek 2007). Zde je namístě doplnit, že hospodaření (zejména ve formě pařezení a lesní pastvy) mělo podstatný význam i pro biodiverzitu lesů, především listnatých (Konvička et al. 2006; Šebek et al. 2015).

Rozvoj zemědělství, osídlování krajiny lidmi a její odlesňování byl postupný proces, který probíhal od neolitu přes starověk a středověk až do vrcholného novověku (Ložek 2007; Kaplan et al. 2009; Hejzman et al. 2013). Poslední významnou etapou tohoto procesu v českých zemích byla hornická a sklářská kolonizace hraničních pohoří Čech a valašská a pasekářská kolonizace západních Karpat (Ložek 2007). Valašská a pasekářská kolonizace probíhající od konce 15. do 18. století významně navýšila biodiverzitu Beskyd, Vsetínských a Hostýnských vrchů – do té doby téměř výhradně lesnatého území (Macůrek 1959; Ložek 2007).

## ***1.2. Industrializace zemědělství a ztráta krajinné heterogenity***

V průběhu 20. století došlo k celospolečenským změnám, které se výrazně promítly do podoby zemědělství a tedy i krajiny (Hobsbawm 2001). Tyto změny

započaly již v 19. století za průmyslové revoluce, naplno se ale projevily až ve století dvacátém. Prudký rozvoj průmyslu, technologií a měst způsobil odklon naprosté většiny obyvatelstva od zemědělství, zcela jiný přístup k půdě a industriální zemědělskou produkci (Hobsbawm 2001). Skončilo tak téměř 8 tisíc let trvající období zemědělsko-pastevecké krajiny (Ložek 2007). Moderní zemědělská produkce přinesla nástup dvou protikladných, ale vzájemně propojených trendů – intenzifikaci hospodaření na výnosných pozemcích a upouštění od hospodaření na méně výnosných plochách – společně zapříčiňující destrukci stanovišť a ochuzení biodiverzity (Stoate et al. 2001; Lütolf et al. 2009; Uchida a Ushimaru 2014).

Intenzifikace umožnila zvýšení a zrychlení produkce za cenu chemizace (masivní používání pesticidů a průmyslových hnojiv) a celkové unifikace. Tato unifikace se projevila scelováním dříve rozdrobených zemědělských pozemků ve velké lány, likvidací líniových dělících prvků (meze, remízky, aj.) nebo melioracemi (Stoate et al. 2001; Benton et al. 2003). Projevuje se také ve sjednocování trhů a postupů, pěstování jen několika málo dominantních plodin a nejvýnosnějších odrůd a ve svém důsledku v homogenizaci krajiny (Benton et al. 2003; Stoate et al. 2009). Z uniformní krajiny se vytratila jemná mozaika v prostoru i čase.

Druhý trend – upouštění od hospodaření – znamená postupný zánik nelesních biotopů na okrajových, málo výnosných pozemcích, které přitom často hostí pestrá společenstva rostlin a živočichů. Po upuštění od hospodaření (typicky extenzivní pastvy a seče) zarůstají tyto lokality ruderalní vegetací, keři a stromy a původní nelesní společenstva z nich vymizí (Stoate et al. 2009; Uchida a Ushimaru 2014).

Pokusem o nahrazení vesměs zaniklé extenzivní hospodářské činnosti člověka v krajině je zavedení agroenvironmentálních programů motivujících zemědělce k údržbě krajiny prostřednictvím dotací (Stoate et al. 2009). Dopad zavedených dotačních programů na ochranu biodiverzity je však mnohdy diskutabilní. V některých případech biologickou rozmanitost podporují (Stoate et al. 2009), v jiných je jejich efekt nejednoznačný nebo smíšený (Kleijn et al. 2006) a v některých dokonce negativní (Konvička et al. 2008). Problém je zejména v jednotném termínování seče na velkých plochách, které je administrátory dotačních titulů vyžadováno. V tomto světle se „agroenvi“ může jevit spíše jako další faktor přispívající k nežádoucí homogenizaci krajiny (Konvička et al. 2008; Čížek et al. 2012). Podobně diskutabilní je státem podporované zalesňování nevýnosných pozemků, při kterém jsou často biologicky cenné louky či pastviny přeměňovány na smrkové plantáže (Tkáčiková et al. 2013).

Výsledným stavem zemědělských změn 20. a začátku 21. století je tedy uniformní, homogenizovaná krajina, kde na jedné straně stojí intenzivně obhospodařovaná orná půda a jednotně sečené produkční louky a na druhé straně stále se rozšiřující plocha hospodářských lesů typu stejnověkových monokultur. Urbanizovaná území a plochy, samovolně zarůstající ruderálními, často invazními, bylinami a dřevinami, se tak v moderní krajině stávají místy se zvýšenou biologickou rozmanitostí, a jsou proto někdy označovány jako „nová divočina“ (Van den Berg a Koole 2006; Lipský 2010) – poskytnout útočiště ustupujícím druhům staré zemědělsko-pastevecké krajiny však mohou jen stěží. V krajině tedy chybí extenzivně obhospodařované bezlesí a jemná krajinná mozaika zajišťující heterogenitu. Heterogenní krajina ze své podstaty jednak poskytuje větší škálu stanovišť hostící více různých organismů, jednak umožňuje perzistenci více druhů umožněním přesunů v prostoru a čase (Benton et al. 2003; Hendrickx et al. 2007; Ekroos et al. 2010).

## 2. CÍLE A STRUKTURA PRÁCE

Jak vyplývá z výše uvedeného, zásadní podíl evropské biodiverzity je spojen s extenzivním obhospodařováním bezlesých biotopů, jejichž společenstva se za působení tzv. tradičního zemědělství vyvíjela tisíce let. Ve 20. století nastoupily protichůdné a přitom provázané trendy intenzifikace a upouštění od hospodaření, likvidující takové bezlesé biotopy. Procesy intenzifikace a upouštění nadále postupují – nejpatrněji ve východní a jihovýchodní Evropě (Donald et al. 2001; Tryjanowski et al. 2011), ale také v České republice. Je tudíž žádoucí studovat odezvu zbytku zachovalých travinných ekosystémů na různé druhy hospodaření, potažmo zjistit ekologické nároky jednotlivých ohrožených druhů těchto biotopů.

Práce si proto klade tyto cíle:

- a) Stanovit vliv seče, pastvy a liniových krajinných prvků na bezobratlé podhorských travinných ekosystémů. Na základě výsledků formulovat obecná doporučení pro obhospodařování luk a pastvin.
- b) Stanovit demografické charakteristiky a biotopové preference vybraných druhů ohrožených sarančí (saranče německá a vrzavá), závislých na obhospodařování bezlesí. Následně formulovat doporučení pro ochranu těchto druhů, týkající se zejména způsobu obhospodařování.

Text práce dále pokračuje charakteristikou a významem studovaných taxonů (kapitola 3) a stručnou metodickou částí (kapitola 4). Kapitola 5 – Výsledky a diskuse – je v souladu s uvedenými cíli členěna na dvě dílčí části. První část (podkapitola 5.1) vychází z prvních dvou příložených publikací (Přílohy I, II) a popisuje studii provedenou v podhůří Jeseníků za účelem zhodnocení vlivu obhospodařování luk a pastvin na bezobratlé. Druhá část (podkapitola 5.2) se opírá o další dvě příložené publikace (Přílohy III, IV) a pojednává o dvou samostatných studiích, zkoumajících ekologii saranče německé v Českém středohoří a saranče vrzavé ve Vsetínských vrších. Práce je zakončena závěrem (kapitola 6), shrnujícím poznatky z obou dílčích částí.

## 3. STUDOVANÉ TAXONY

### 3.1. *Hmyz jako biologický indikátor*

Hmyz je nejdíverzifikovanější skupinou organismů na planetě Zemi. Je téměř všudypřítomný a ve většině prostředí velmi početný (Schowalter 2016). Má nezastupitelnou roli v provozu ekosystémů jako součást potravních řetězců a složitých mutualistických nebo parazitických vztahů. Zajišťuje významné ekosystémové služby, jako je např. dekompozice biomasy nebo opylování hmyzosubných rostlin (Klein et al. 2007; Potts et al. 2016; Schowalter 2016).

Společenstva hmyzu citlivě a rychle odrážejí změny podmínek v prostředí, čehož je hojně využíváno k bioindikaci kvality prostředí (Menéndez 2007; Gerlach et al. 2013; Schowalter 2016). Výhodou pro bioindikaci jsou vysoké abundance hmyzu a snadné vzorkování v terénu. Velký počet hmyzích druhů s rozrůzněnými ekologickými nároky umožňuje přesnější interpretaci výsledků, krátký generační čas zase zapříčiňuje rychlou odezvu na změnu v prostředí. Indikační potenciál hmyzu nachází široké využití – od monitoringu znečištění (Bonada et al. 2006; Butovsky 2011) přes stanovení míry poklesu biodiverzity (Ekroos et al. 2010; Brooks et al. 2012), využití v ekologii obnovy (Andersen et al. 2001; Hodeček et al. 2015) a studium odezvy společenstev na katastrofy (Gerisch et al. 2012) až po modelování dopadů klimatické změny (Menéndez 2007; Settele et al. 2008). Často se zjišťují také změny ve struktuře hmyzích společenstev při uplatnění různých druhů hospodaření – jak v lesích (Paillet et al. 2010; Šebek et al. 2015), tak v travinných ekosystémech (Čížek et al. 2012; Kruess a Tscharrntke 2002; Marini et al. 2009; Simons et al. 2016).

V naší studii, zabývající se vlivem hospodaření na bezobratlé podhorských travinných ekosystémů (Příloha I), jsme testovali změny v početnosti jedinců na úrovni jednotlivých řádů (kromě deseti hmyzích řádů byli zahrnuti také pavouci, sekáči a chvostokoci). Efektivita hodnocení změn na úrovni vyšších taxonů bezobratlých byla již v minulosti prokázána (Biaggini et al. 2007; Tanabe et al. 2008). Dále jsme se podrobněji zaměřili na 3 vybrané skupiny hmyzu, které byly determinovány na druhovou úroveň. Takto jsme analyzovali odezvu v druhovém složení společenstva a abundanci druhů brouků (Coleoptera), motýlů (denní motýli – Rhopalocera a vřetenušky – Zygaenidae) a čmeláků (rod *Bombus* včetně podrodu *Psithyrus*, *sensu*

Cameron et al. 2007). Změny početnosti a druhového složení v rámci řádu rovnokřídlých (Orthoptera) byly hodnoceny v samostatné studii (Příloha II).

Brouci jsou velmi rozrůzněným řádem s velkým počtem druhů a rozmanitými potravními strategiemi. Zároveň jsou skupinou populární, dobře probádanou a poměrně snadno determinovatelnou. Tyto vlastnosti je předurčují k použití jakožto indikační a modelové skupiny pro monitoring a interpretaci změn (Hutcheson 1990; Gerlach et al. 2013). Podobně i denní motýly, kteří sice nedosahují takového počtu druhů a takové rozmanitosti v potravních strategiích jako brouci, ale jsou skupinou ještě populárnější, snadno identifikovatelnou a jejich ekologie je velmi dobře známa (můžeme je považovat za nejprobádanější skupinu hmyzu, přinejmenším v Evropě) (Erhardt a Thomas 1991; Van Swaay et al. 2008). Čmeláci jsou skupinou druhově nepřítis početnou, zato ale citlivě reagují na pestrost nabídky kvetoucích rostlin a stanovišť k hnízdění (Goulson et al. 2008; Lye et al. 2012).

### **3.2. Rovnokřídlí v travinných ekosystémech**

Rovnokřídlí (Orthoptera) jsou jednou z dominantně zastoupených skupin živočichů v travinných ekosystémech (Ingrisch a Köhler 1998a; Keßler et al. 2012). Jsou významnými primárními konzumenty (Köhler et al. 1987; Blumer a Diemer 1996), v menší míře též sekundárními konzumenty (Ingrisch a Köhler 1998a). Dále slouží jako potrava mnoha predátorům, jak bezobratlým, tak obratlovcům (Belovski a Slade 1993; Ingrisch a Köhler 1998a; Danner a Joern 2004). Pro jejich početnost, snadné vzorkování a determinaci a schopnost reagovat na environmentální změny jsou rovnokřídlí vhodnou a široce používanou modelovou a indikační skupinou (Báldi and Kisbenedek 1997, Andersen et al. 2001, Kruess a Tschardtke 2002, Fartmann et al. 2012). Z tohoto důvodu jsme je použili i v naší studii (Příloha II) ke stanovení vlivu seče, pastvy a liniových krajinných prvků.

Navzdory obecné všudypřítomnosti a vysoké abundanci rovnokřídlých je mnoho stenoekních druhů ohroženo. Podle evropského červeného seznamu rovnokřídlých (Hochkirch et al. 2016) je z celkového počtu 1082 evropských druhů 26 % ohroženo (*threatened*, tzn. souhrn kriticky ohrožených, ohrožených a zranitelných druhů) a dalších 14 % je „téměř ohroženo“ (*near threatened*). Reálné míry ohrožení budou pravděpodobně ještě mírně vyšší, protože pro 10 % druhů nejsou dostupná relevantní data k vyhodnocení trendů změn početností. V červeném seznamu ČR (Holuša et al.



2017) je zahrnuto 41 % z 97 druhů rovnokřídlých (z toho 7 druhů je v ČR vyhynulých), pro další 4 druhy nebyla v době zpracování seznamu dostupná data umožňující vyhodnocení.

### **3.3. *Saranče německá a saranče vrzavá***

Oba jmenované druhy sarančí jsou příkladem ohrožených druhů, mizejících z důvodu upouštění od hospodaření na jejich biotopech a/nebo kvůli intenzifikaci hospodaření. Jedná se o velké charismatické druhy, shodou okolností v obou případech s červenou barvou zadních křídel. Mají specifické nároky na biotop a současně nízkou mobilitu, což jsou vlastnosti, které zvyšují riziko jejich vyhynutí (Reinhardt et al. 2005).

Saranče německá, *Oedipoda germanica* (Latreille, 1804), má těžiště rozšíření v jižní Evropě (od Pyrenejí po Krym). Severní hranice areálu prochází Německem a Českou republikou (Wagner 2000; Holuša et al. 2009). Je kriticky ohrožená jak v České republice (Holuša et al. 2017), tak v Německu (Ingrisch a Köhler 1998b). Jedná se o značně teplomilný druh, obývající skalní stepi nebo spoře porostlé skály na jižně orientovaných svazích. Patrně všechna druhem obývaná stanoviště ve střední Evropě jsou udržována (pasené svahy) nebo vytvořena (lomy) lidskou činností (Wagner 2000; Holuša et al. 2009). Ačkoli je s. německá letuschopným druhem, její schopnost disperze je velmi omezená – nejdelší v literatuře zaznamenaný přelet činí 500 m (Zöller 1995) a medián celoživotní rozptylové vzdálenosti jedince je zhruba 30 m (Zöller 1995; Wagner 2000). V ČR je v současnosti známo 7 lokalit druhu v Českém krasu a jediná lokalita v Českém středohoří; na ostatních lokalitách v Českém středohoří druh vyhynul během 20. století (Holuša et al. 2009). Námi studovaná populace s. německé na vrchu Košťál v Českém středohoří (Příloha III) představuje geograficky izolovanou populaci (60 km vzdálená od nejbližší lokality).

Saranče vrzavá, *Psophus stridulus* (Linnaeus, 1758), je eurosibiřský druh s areálem sahajícím od Španělska na východ po Mongolsko a na sever po Skandinávii. Na rozdíl od s. německé se tedy nejedná o druh, který by v České republice přežíval na okraji areálu. Přesto tento typický prvek podhorských luk a pastvin, původně v ČR hojný, během 2. poloviny 20. století vymizel z většiny lokalit a nyní je vzácný a lokální (Pecina 1982; Holuša 2000; Spitzer 2007). V červeném seznamu ČR je s. vrzavá evidována jako ohrožený druh (Holuša et al. 2017). V Belgii a Nizozemsku vyhynula (Olmo-Vidal 2006), stejně tak v několika spolkových zemích Německa (Hemp a Hemp

2003). Výrazný ústup druhu je zdokumentován také ve Francii (Luquet 1982), Finsku (Väisänen et al. 1991), Švédsku (Kindvall et al. 1993), Španělsku (Olmo-Vidal 2002), Litvě (Budrys a Pakalniškis 2007) nebo Polsku (Głowaciński a Nowacki 2004). Jedná se o značně sedentární druh – nelétavé samice zůstávají celý život na několika málo čtverečních metrech; samci jsou aktivnější, ale většinou také zůstávají na lokalitě (Janßen a Reich 1998; Weibart a Fischer 2006). Nejdelsí zaznamenaný přelet samce činil méně než 700 m (Buchweitz 1993). V naší studii (Příloha IV) jsme se zaměřili na zjištění detailních biotopových preferencí s. vrzavé ve Vsetínských vrších a na návrh opatření, které by vedly k zachování biotopu tohoto ustupujícího druhu.

## 4. METODIKA

Metodika jednotlivých studií je podrobně popsána v autorských publikacích, které jsou přílohou této práce (Přílohy I–IV). Tato kapitola proto uvádí jen stručný popis studijních lokalit a nastínění použitých metod s odkazy na příslušné přílohy.

### 4.1. Studijní lokality

Studie vlivu obhospodařování luk a pastvin na společenstva členovců (Přílohy I a II) proběhla v podhůří Jeseníků v oblasti Přemyslovského sedla, v katastrálním území (= k. ú.) obcí Přemyslov a Nové Losiny. Jedná se o komplex luk a pastvin obklopený lesy. Studované plochy se nacházejí v nadmořské výšce od 730 do 830 m n. m. (viz Fig. 1 v Příloze I). Zdejší vesměs květnaté louky a pastviny s polopřirozeným charakterem jsou extenzivně sečeny, případně paseny skotem.

Saranče německá (Příloha III) byla studována v izolované populaci na vrchu Košťál v Českém středohoří (k. ú. Jenčice). Jižní strana kopce je skalnatá se strmými svahy a skalními převisy. Z části svahu byl v minulosti těžen kámen. Nyní má jižní strana vrchu charakter skalní stepi až lesostepi. Výhřevné skály tvoří v okolní krajině ostrov s teplým mikroklimatem.

Pro vyhodnocení biotopových preferencí a demografie saranče vrzavé (Příloha IV) byly vybrány lokality ve Vsetínských vrších v údolích pravostranných přítoků Vsetínské Bečvy (k. ú. Hovězí, Huslenky, Halenkov a Nový Hrozenkov; 430–700 m n.m.). V této oblasti se částečně zachovalo tradiční valašské zemědělské hospodaření. V první části studie byly podrobně studovány 4 populace na 4 lokalitách, následující rok pak bylo provedeno rozsáhlé ohodnocení 179 ploch (luk a pastvin), pokrývajících většinu bezlesí v oblasti (viz Fig. 1 v Příloze IV).

### 4.2. Studijní design a použité metody

#### 4.2.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin

Bylo zvoleno 12 studijních ploch (luk a pastvin), vymezených přirozenými hranicemi jako okraj lesa, remízek, silnice a podobně. Část ploch byla jednou ročně sečena, část ploch pasena skotem a část ploch měla smíšený management. Vzorkování probíhalo v letech 2009 a 2010 pomocí Moerickeho žlutých misek (yellow pan traps; Moericke 1951). Tyto misky se používají primárně pro vzorkování létajícího

florikolního hmyzu (Kuras et al. 2000; Campbell a Hanula 2007; Wilson et al. 2008), ale lze je s úspěchem použít i pro další skupiny bezobratlých (Evans a Bailey 1993; Blades a Marshall 1994; Leksono et al. 2005). Misky byly do poloviny napuštěny solným konzervačním roztokem s detergentem a uspořádány v transektech napříč studijními plochami. Instalovány byly nepřetržitě od května do září; výběry zachycených bezobratlých a doplňování roztoku probíhaly v přibližně desetidenních intervalech. Nachytaný materiál bezobratlých byl posléze třízen do řádů a jeho část byla dále determinována na druhovou úroveň (denní motýli, čmeláci, brouci a rovnokřídli). Pro podrobnosti viz Přílohu I.

Odezva početnosti rovnokřídlných (Orthoptera) na hospodaření byla hodnocena v samostatné studii (Příloha II). Byl zde použit jednak nasbíraný materiál ze žlutých misek ze sezóny 2010, jednak paralelní vzorkování smýkací sítí, což je nejpoužívanější metoda pro vzorkování rovnokřídlných (Gardiner et al. 2005). Vzorkování smýkáním proběhlo třikrát v sezóně 2010 – v červenci, srpnu a září. Na každé ze studijních ploch byly zvoleny vzorkovací body, přičemž počet bodů byl přímo úměrný velikosti plochy (1 bod na 0,5 ha). Odchycení rovnokřídli byli určováni přímo v terénu a vypouštění, v případě obtížně determinovatelných druhů uchování v etanolu a určení v laboratoři.

Statistická analýza vlivu seče, pastvy a liniových krajinných prvků na bezobratlé (Příloha I) proběhla na několika úrovních. Vysvětlujícími proměnnými byly okamžitý nebo dlouhodobý efekt seče a pastvy, včetně jejich absence nebo kombinace, a vzdálenost od meze (dlouhodobě nesečený pás vegetace) nebo remízku (pás vzrostlých stromů, případně lesní okraj). Do analýzy bylo zahrnuto 10 řádů hmyzu, pavouci, sekáči a chvostokoci. Vysvětlovanými proměnnými byly počty jedinců jednotlivých řádů, druhová bohatost, početnosti jednotlivých druhů denních motýlů, čmeláků a brouků a funkční diverzita brouků. V dílčích analýzách bylo využito také rozdělení na funkční skupiny podle mobility, trofické a biotopové příslušnosti. Odpověď rovnokřídlných (Příloha II) byla testována na úrovni celkové abundance dospělců a nymf a na úrovni početností jednotlivých druhů. Vysvětlujícími proměnnými byly okamžitý efekt seče a pastvy a vzdálenost od meze nebo remízku. Většina analýz v obou studiích byla provedena pomocí mnohorozměrných metod (RDA, CCA) a generalizovaných lineárních modelů (GLM) za užití programů Canoco 4.5 a R.

#### 4.2.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé

Demografická studie izolované populace saranče německé na vrchu Košťál (Příloha III) probíhala v letech 2008, 2009 a 2010. Použili jsme metodu zpětných odchytů značených jedinců (*Capture-Mark-Recapture*, CMR), přičemž lokalita byla důkladně prohledávána, zjištěné saranče odchyceny pomocí entomologické sítě, označeny unikátní značkou pomocí fixů a vypuštěny. Odchycení nových nebo již označených jedinců bylo zaznamenáno, společně s jejich pohlavím. Lokalita byla takto navštívena sedmkrát za sezónu – první návštěva v červnu, kdy se začínají objevovat dospělci a poslední na přelomu října a listopadu, kdy dochází k úhynu posledních dospělců. Na základě odchytových dat byly v programech Jolly a POPAN vypočítány velikosti populace v jednotlivých letech a míra přežívání. Následně jsme testovali vliv teploty na přežívání dospělců saranče za použití lineárních smíšených modelů (*linear mixed models*, LMM) v softwaru R.

Výzkum biotopových preferencí saranče vrzavé ve Vsetínských vrších (Příloha IV) probíhal v letech 2011 a 2012. V sezóně 2011 byly pomocí metody CMR studovány 4 populace na 4 lokalitách. Zpětné odchvy probíhaly stejným způsobem, jaký je popsán výše. Lokality byly navštíveny sedmkrát během srpna a září. Každá lokalita byla rozdělena na plochu A a B, které se lišily obhospodařováním a charakterem vegetace. Přesuny sarančí mezi těmito plochami byly zaznamenávány. V srpnu 2012 bylo jednorázově vyhodnoceno 179 ploch (luk a pastvin), pokrývajících většinu bezlesí v oblasti. Plochy byly vymezeny přirozenými hranicemi a lišily se ve sklonu a orientaci svahu, obhospodařování a charakteru vegetace. Saranče vrzavá se vyskytovala na 24 % ploch. Na studijních plochách z obou sezón byly měřeny vegetační charakteristiky, zaznamenáván typ uplatňovaného hospodaření a další environmentální proměnné (viz Table 1 v Příloze IV). Data z CMR studie byla analyzována v programu MARK za použití *multistate* modelů, které počítají pravděpodobnosti přežití, odchytu a také přesunu mezi plochami. Do těchto modelů byly zahrnuty i příslušné environmentální proměnné. V dalším kroku byly porovnávány pravděpodobnosti přežívání a přesunu mezi plochami v souvislosti s rozdíly v charakteristikách vegetace. Data ze sezóny 2012 byla testována pomocí GLM modelu, do kterého vstupovala abundance sarančí na plochách jako závislá proměnná a získané environmentální proměnné jako prediktory. Kromě toho byly sestrojeny GLM modely pro zobrazení individuálního efektu jednotlivých environmentálních proměnných na přítomnost či nepřítomnost saranče. Použit byl software R a Canoco 4.5.

## 5. VÝSLEDKY A DISKUSE

### 5.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin

Ordinační analýza za užití CCA modelu ukázala průkazný efekt seče (v interakci s časem) na společenstvo bezobratlých (Fig. 2 v Příloze I). Efekt pastvy nebyl statisticky průkazný. Následné testování odpovědi jednotlivých řádů GLM modely potvrdilo průkazný efekt seče a neprůkazný efekt pastvy (Table 1 v Příloze I). Podobně RDA a GLM modely změn početnosti jednotlivých druhů brouků a motýlů ukázaly průkazný efekt seče, zatímco efekt pastvy byl na hranici průkaznosti (Fig. 3 a Table 2 v Příloze I). Abundance rovnokřídlých byly v ordinačních modelech průkazně ovlivněny sečí, efekt pastvy se neprokázal (Table 2–5 v Příloze II). Neprůkazný vliv pastvy na společenstvo si vysvětlujeme tím, že pastva skotu na studijních plochách byla až příliš extenzivní (pouze 0,82–0,84 dobytčích jednotek na ha). Pastevní intenzita významně mění efekt pastvy na společenstvo bezobratlých (Kruess a Tschardtke 2002; Batáry et al. 2007; Fabriciusová et al. 2011).

Pouze několik druhů rovnokřídlých vykazovalo signifikantní změny početnosti v souvislosti s pastvou (Fig. 2C, 2D, 3D v Příloze II) – tyto změny byly druhově specifické a odrazily se v bimodální odpovědi celého řádu v GLM modelu (Fig. 3B v Příloze II). Za zmínku zde stojí významný pozitivní vliv pastvy na zvýšení početnosti saranče bělorohé (*Gomphocerippus rufus* (L., 1758)). Ta byla patrně způsobena preferencí druhu k nezapojené vegetaci s ploškami obnažené půdy (Ingrisch a Köhler 1998a), což jsou podmínky vytvářené a udržované pohybem dobytka po pastvině (Mládek et al. 2006; Rosenthal et al. 2012). Tento výsledek je v kontrastu se snížením početnosti druhu při uplatnění seče (Fig. 2B v Příloze II), která nezapojenou vegetaci nevytváří.

Řády bezobratlých s nízkou mobilitou vykazovaly významné snížení abundance po seči, zatímco řády s vyšší mobilitou byly sečí ovlivněny méně a některé (dvoukřídlí, blanokřídlí, brouci) svou početnost dokonce zvýšily (Table 1 v Příloze I). Zvýšenou početnost v souvislosti se sečí měly také některé konkrétní druhy motýlů, brouků (Table 2 v Příloze I) a rovnokřídlých (Fig. 3C v Příloze II). Reakce mnoha řádů i druhů však byla negativní, což je v souladu s tím, že seč způsobuje přímou mortalitu (Humbert et al. 2010), výraznou změnu mikroklimatických podmínek (Gardiner a Hassall 2009), redukci potravních zdrojů (Čížek et al. 2012) a zvýšení rizika predace (Braschler et al. 2009). Pozitivní okamžitá reakce na seč zjištěná u některých taxonů je patrně

metodickým artefaktem. Jelikož seč bezprostředně likviduje potravní zdroje a vytváří nepříznivé podmínky na stanovišti, mobilní bezobratlí se snaží najít nové potravní zdroje nebo nová stanoviště (Hossain et al. 2002), což vede k jejich zvýšenému pohybu po lokalitě a vyšší šanci, že se chytí do pastí. Zároveň se na čerstvě posečené louce bez květů zvyšuje atraktivita žlutých misek.

Změny v druhové bohatosti funkčních skupin brouků v reakci na seč byly rozdílné (Fig. 4 v Příloze I). Počet lesních druhů se sečí klesal, zatímco počet druhů otevřených stanovišť dosahoval maxima při střední intenzitě seče. Nektarofágové s faktorem seč svou druhovou bohatost zvyšovali, herbivoři naopak snižovali. Negativní efekt seče na počet druhů lesních brouků (kteří do travinných společenstev pronikali z blízkých okolních lesů) není překvapivý – tyto druhy, přivyklé zastíněnému a vlhkému prostředí, byly patrně více zasaženy změnou podmínek po seči. Největší množství druhů otevřených stanovišť zjištěné při střední intenzitě seče může být vysvětleno koexistencí maximálního množství druhů díky potlačené kompetici při středních hodnotách disturbance (*intermediate disturbance hypothesis*, Wilkinson 1999). Snižující se bohatost herbivorů lze vysvětlit redukcí jejich potravních zdrojů a změnou podmínek prostředí (Gardiner a Hassall 2009; Čížek et al. 2012). Nárůst počtu druhů nektarofágů byl patrně zapříčiněn metodickým artefaktem zvýšené atraktivity misek na posečené louce bez květů.

Dlouhodobý efekt hospodaření na plochách byl testován pomocí rarefakčních křivek (Fig. 5 v Příloze I). Vyšší druhová bohatost brouků a motýlů byla zaznamenána na plochách obhospodařovaných sečí a sečí v kombinaci s pastvou, zatímco na plochách pouze pasených nebo neobhospodařovaných byla nižší. Důležité je podotknout, že v obou případech se jednalo o extenzivní typ hospodaření (seč jedenkrát ročně a pastva se zátěží 0,82–0,84 dobytčích jednotek na ha). Seč, ačkoli způsobuje mortalitu bezobratlých (Humbert et al. 2010), je efektivní v potlačení kompetitivně silnějších druhů rostlin, zejména trav (Gibson 2009; Mládková et al. 2015). Výsledkem je zvýšení diverzity kvetoucích dvouděložných rostlin, následované zvýšením diverzity hmyzu (Strong et al. 1984; Knops et al. 1999). Extenzivní seč se tedy jeví jako vhodný způsob obhospodařování luk s cílem podpory populací bezobratlých (Rundlof et al. 2008; Čížek et al. 2012). Naproti tomu samotná pastva skotu o nízké intenzitě zjevně není schopna potlačit kompetitivní rostliny – jednak dochází k nedostatečnému přepasení celé plochy, jednak k vracení části živin zpět na pastvinu ve formě trusu (viz Mládek et al. 2006; Mládková et al. 2015). Současné (nebo střídavé) praktikování pastvy a seče na stejných

plochách kombinuje výhody obou typů managementu – potlačení dominantních trav sečí, vytvoření heterogenního pastvinného porostu s řadou mikrohabitátů, vyrovnaný poměr živin (Mládek et al. 2006; Mládková et al. 2015).

Dále jsme se zaměřili na testování vlivu liniových krajinných prvků, konkrétně travnatých mezí a remízků se stromy. Většina řádů bezobratlých vykazovala vyšší abundance blíže k mezím a remízkům (Table 3 v Příloze I, Table 6 a Fig. 4 v Příloze II). Téměř všechny druhy motýlů zvyšovaly svou početnost směrem k mezím a remízkům, zatímco změny početností čmeláků a brouků byly smíšené, druhově specifické (Fig. 6 v Příloze I). Meze a remízky mohou být pro hmyz atraktivní z důvodu stálejšího mikroklimatu a úkrytu před větrem a predátory (Maudsley 2000; Merckx et al. 2009). Zároveň představují pro množství druhů migrační koridor (Davies a Pullin 2007) a jako ekotonální biotopy mohou přirozeně hostit více druhů (např. Ewers a Didham 2006). Mohou též fungovat jako refugia při seči – význam nesečených refugií pro luční hmyz je nesporný (Humbert et al. 2012). V případě zástupců hmyzu zvyšujících své abundance směrem do středu ploch se patrně jednalo o druhy se silnou vazbou na otevřená stanoviště.

Na základě výše uvedených zjištění a v souladu s autory podobných studií (např. Merckx et al. 2009, 2010; Fabriciusová et al. 2011; Čížek et al. 2012; Humbert et al. 2012; Bruppacher et al. 2016; Buri et al. 2016) doporučujeme pro obhospodařování podhorských luk respektovat následující doporučení:

- 1) Termín seče posunout na pozdější vegetační období, aby většina bezobratlých stihla dokončit svůj vývoj a rozmnožit se. Jako vhodné se jeví provádět seč od druhé poloviny července dále, ideálně ale až od srpna či září. Navíc je velmi žádoucí seč rozložit do delší časové doby tak, aby vegetace na prvně sečených loukách stačila aspoň částečně dorůst, než budou posečeny naposled sečené plochy. Samozřejmostí je nízká frekvence seče – únosná je jen jedna až dvě seče ročně.
- 2) Neposečené pásy ponechané do dalšího roku poskytnou útočiště (refugia) široké škále druhů. Pozitivní efekt pro bezobratlé bude nejvyšší, pokud budou tyto pásy ponechány podél liniových krajinných prvků, jako jsou travnaté meze, remízky nebo lesní okraje.
- 3) Liniové krajinné prvky typu remízků či mezí mohou znatelně zvýšit abundance hmyzu (a nepochybně i dalších živočichů) v agroekosystémech, zejména prostřednictvím zvýšené krajinné heterogenity. Proto je žádoucí jejich zřizování.



4) Pastva je často doporučována jako vhodná alternativa k seči. Na základě našich výsledků je její efekt v podhorských pastvinách nejlepší v kombinaci se sečí (tzn. provádět oba managementy na ploše současně anebo je mezisezónně střídat).

## **5.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé – příklad druhů závislých na obhospodařování krajiny**

Izolovaná populace saranče německé v Českém středohoří je malá se značnými meziročními fluktuacemi (odhad velikosti populace byl 136 dospělců pro rok 2008, 70 pro rok 2009 a 122 pro rok 2010, což představuje meziroční rozdíl 49 %; podrobněji v Příloze III). Do jaké míry je takováto populace životaschopná je sporné, odhady MVP (*minimum viable population*) se různí (srovnej Wagner 2000; Traill et al. 2007; Flather et al. 2012; Jamieson a Allendorf 2012). Téměř všechny populace saranče německé na severním okraji areálu čítají méně než 300 jedinců a žijí na drobných izolovaných ostrovech výhřevných stanovišť (např. Hess a Ritschel-Kandel 1992; Zöller 1995; Maier 2003; Holuša et al. 2009). Tyto zbylé periferní populace ve střední Evropě jsou zjevně ohroženy vyhynutím a snahy o jejich ochranu se budou potýkat s obdobnými problémy. V naší následné analýze jsme se pokusili z demografických dat získat empirickou podporu pro managementová opatření, která jsou pro cílenou ochranu druhu potřebná.

Lineární smíšené modely (LMM) doložily průkazný pozitivní efekt teploty na přežívání dospělců saranče německé (Table 2 v Příloze III). Závislost vývoje vajíček a nymf saranče německé na teplotě publikoval již dříve Wagner (2000). Tento druh saranče je obecně považován za velmi termofilní (Zöller 1995; Wagner et al. 2005). Hlavním ohrožujícím faktorem druhu je proto zarůstání lokalit dřevinami a další vegetací (Hess a Ritschel-Kandel 1992; Zöller 1995; Holuša et al. 2009), které prostřednictvím stínění snižují teplotu na lokalitě a způsobují zánik vhodného biotopu. Je tedy potřeba odstranit náletové dřeviny a pokud možno regulovat sukcesní zarůstání lokalit pastvou koz a ovcí. Tento typ hospodaření v minulosti patrně udržoval značnou část lokalit ve vhodném stavu, případně i rozšiřoval jejich rozlohu.

V navazující studii jsme se zaměřili na demografii a biotopové preference saranče vrzavé ve Vsetínských vrších (Příloha IV). Dle výsledků *multistate modelů*, zkonstruovaných z CMR dat z roku 2011, bylo přežívání dospělců nejvíce ovlivněno hustotou vegetace, její výškou, proporcí obnažené půdy a teplotou (Table S3 v Příloze IV). Dále jsme porovnávali pravděpodobnost přežívání na dílčích plochách v rámci jednotlivých lokalit a pravděpodobnost přesunů mezi plochami (Table 2 v Příloze IV) ve vztahu k vegetačním charakteristikám ploch (Table S4 v Příloze IV). Vyšší pravděpodobnost přežívání a imigrace byla obecně na plochách s řídkou a nízkou vegetací. Jako klíčová se ukázala hustota vegetace – saranče přednostně migrovaly na plochy s řidší vegetací i v případě, kdy zde byla vyšší nebo stejná výška vegetace jako na sousední ploše. Také se ukázalo, že na všech 4 lokalitách vykazovala plocha s vyšší pravděpodobností přežívání vyšší poměr bylin oproti travinám. Jelikož se saranče vrzavá živí dvouděložnými bylinami, převážně z čeledi hvězdnicovitých a miříkovitých (Ingrisch a Köhler 1998a; Kočárek et al. 2013), lze tento trend vysvětlit dostupností potravy (viz Masloski et al. 2014).

Data z vyhodnocení přítomnosti saranče vrzavé na 179 loukách a pastvinách z roku 2012 byla testována pomocí GLM modelů. Výsledný parsimonní model obsahoval tři vysvětlující proměnné: hustota vegetace, orientace svahu na východ a typ obhospodařování intenzivní pastva ovcí (Table 3 v Příloze IV). Model vysvětlil 33,4 % variability v datech. Všechny tři proměnné měly negativní vliv na abundanci zkoumaného druhu. Hustota vegetace byla nejdůležitějším prediktorem v modelu, sama vysvětlila 30 % variability. Samostatné efekty jednotlivých faktorů na přítomnost saranče vrzavé na lokalitě testovaly dílčí GLM modely (Fig. 2 a Table 4 v Příloze IV). Z 19 testovaných faktorů bylo 15 statisticky průkazných. Ukazují preferenci saranče vrzavé k jižním svahům s vysokým sklonem, řídkou a nízkou vegetací a významným podílem obnažené půdy. Příznivými formami hospodaření byla extenzivní pastva ovcí a extenzivní seč, zatímco nevhodné byly intenzivní nitrofilní pastviny ovcí či skotu a intenzivně sečené louky.

Jižní svahy s řídkou nízkou vegetací a ploškami obnažené půdy jsou zjevně preferovány kvůli jejich výhřevnému mikroklimatu, které je potřebné pro úspěšný vývoj vajíček a nymf saranče vrzavé (Hemp a Hemp 2003; Weibart a Fischer 2006). Také aktivita dospělců je vázána na teplé slunečné počasí – jak jsme se sami mnohokrát přesvědčili, po přerušení slunečního záření oblačností jejich aktivita ustává téměř okamžitě. Navzdory této termofilii saranče vrzavá není druhem obývajícím mladá

sukcesní stádia vegetace. Vyžaduje specifický stabilní biotop ve střední fázi sukcese travobylinné vegetace (Kolb a Fischer 1994; Bönsel a Runze 2000; Hemp a Hemp 2003), kde růstu vysoké a husté vegetace brání přírodní nebo antropogenní podmínky. To je důležitý rozdíl oproti příbuzným termofilním druhům sarančí, jako *Oedipoda caerulescens* (Linnaeus, 1758) nebo *Sphingonotus caerulans* (Linnaeus, 1767), které preferují iniciální sukcesní stádia (Ingrisch a Köhler 1998a; Kočárek et al. 2013). Na rozdíl od zmíněných dvou druhů má saranče vrzavá velmi nízkou mobilitu (námi zaznamenaný nejdelší přelet v roce 2010 byl 180 m; 82 % zaznamenaných přesunů bylo kratších než 70 m), což ji znevýhodňuje v kolonizaci nových lokalit.

Saranče vrzavá je ohrožena ztrátou biotopů jejich zarůstáním v důsledku upuštění od hospodaření, případně jejich likvidací v důsledku intenzifikace (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994; Weibart a Fischer 2006). Proto v souladu s citovaným autory navrhujeme managementová opatření potřebná pro udržení zbylých lokalit nebo obnovení těch zaniklých. Hospodaření by mělo být na vhodných lokalitách prováděno tak, aby bylo docíleno výše zmíněných biotopových preferencí druhu – řídkého porostu s ploškami obnažené půdy. Jako nejvhodnější se jeví extenzivní pastva, která vytváří spektrum mikrohabitatů včetně plošek obnažené půdy (Mládek et al. 2006; Rosenthal et al. 2012). Další (často dostupnější) možností je seč. Měla by být prováděna postupně s ponecháním neposečených refugií, které snižují mortalitu vyvolanou procesem seče (Humbert et al. 2012) a zvyšují biotopovou heterogenitu. Dle našich zkušeností jsou správný způsob a intenzita hospodaření odvislé od substrátu na lokalitě – pokud je kamenitý a neúživný, postačí občasné posečení nebo přepasení, pokud je však na živiny bohatší, je potřeba uplatnit dlouhodobější pastvu nebo pastvu v kombinaci se sečí.

Saranče vrzavá se jeví jako vhodný vlajkový a deštníkový druh xerothermních podhorských pastvin. Uznávaným vlajkovým a deštníkovým druhem tohoto biotopu již je modrásek černoskvřnný, *Phengaris arion* (Linnaeus, 1758) (Simcox et al. 2005; Spitzer et al. 2009). Oba uvedené druhy jsou závislé na zemědělském hospodaření (nebo jeho emulaci pomocí ochrannářských zásahů) a často se vyskytují společně (Nagy et al. 2005; Spitzer et al. 2009). Biotopové optimum modráska černoskvřnného však leží v mírně starších sukcesních stádiích (Varga-Sipos a Varga 2005; Spitzer et al. 2009). Bylo by tedy vhodné udržovat cenný biotop xerothermních podhorských pastvin tak, aby vyhovoval oběma druhům. Tento tandem deštníkových druhů („*umbrella tandem*“) by mohl efektivně pomoci v zachování biodiverzity xerothermních podhorských pastvin.

## 6. ZÁVĚR

V části předložené disertační práce věnované problematice vlivu hospodaření na podhorská společenstva bezobratlých jsem dospěl k těmto závěrům:

- Seč a její termínování v průběhu vegetační sezóny měla významný vliv na strukturu společenstev bezobratlých.
- Okamžitý efekt pastvy se projevil na změně početnosti jen v případě některých druhů rovnokřídlých, přičemž část druhů početnost zvyšovala, část snižovala.
- Okamžitý efekt seče měl za následek snížení celkových abundancí, nejvýraznější pokles byl u řádů bezobratlých s nízkou mobilitou.
- Druhovú bohatost brouků otevřených stanovišť dosahovala maxima při střední intenzitě seče.
- V dlouhodobém měřítku vedla ke zvýšení druhové bohatosti studovaných skupin seč a kombinace seče s pastvou. Na plochách pouze pasených nebo neobhospodařovaných byla druhová bohatost nižší (jednalo se však o extenzivní seč a velmi extenzivní pastvu).
- Abundance téměř všech taxonů bezobratlých se zvyšovaly směrem k travnatým mezím a remízům se stromy. Přítomnost mezí a remízů tedy podporuje biodiverzitu zemědělské krajiny.

V části věnované problematice vybraných ohrožených druhů sarančí jsem dospěl k těmto hlavním závěrům:

- Početnost izolované populace saranče německé na vrchu Košťál je nízká (okolo 100 jedinců) a se značnými meziročními fluktuacemi v početnosti (meziroční rozdíl 49 %).
- Byl prokázán pozitivní efekt teploty na přežívání dospělců saranče německé. Propopulační managementová opatření by proto měla podporovat xerothermní charakter stanovišť a zamezit jejich zarůstání.
- Saranče vrzavá preferuje jižní svahy s řídkou nízkou vegetací a ploškami obnažené půdy, přičemž klíčovým faktorem, který ovlivňuje přítomnost druhu na stanovišti, je hustota vegetace.
- Managementová opatření k udržení populací tohoto ustupujícího druhu by měla být postavena na obnově extenzivního hospodaření na zbývajících lokalitách

saranče vrzavé, případně na potenciálně vhodných biotopech v blízkém okolí. Mělo by se jednat o extenzivní pastvu ovcí či skotu, případně pastvu kombinovanou se sečí.

Významný pokles druhové rozmanitosti, který pozorujeme v posledních dekádách v Evropě, se týká zejména druhů vázaných na přirozená a polopřirozená bezlesí (Erhardt a Thomas 1991; Benton et al. 2003; Biesmeijer et al. 2006), případně druhů zachovalých pralesů (Paillet et al. 2010). Těchto typů stanovišť ze dvou opačných konců sukcesní řady je v současné krajině nedostatek. V této práci jsem se zaměřil na bezlesé biotopy a s nimi spojená společenstva bezobratlých živočichů.

Na bezlesé biotopy je vázána většina druhů rovnokřídlých (Kočárek et al. 2013) a denních motýlů (Beneš et al. 2002) České republiky. Pouze 2 až 3 ze 40 druhů rovnokřídlých uvedených v červeném seznamu ČR (Holuša et al. 2017) jsou druhy lesní, zbytek je vázaný na bezlesí. Z druhů denních motýlů, zařazených v červeném seznamu ČR (Beneš a Konvička 2017) jako vyhynulé nebo kriticky ohrožené, je čtvrtina spojována s řídkými světlými lesy a tři čtvrtiny žijí na bezlesých biotopech. V jiných skupinách (například brouci a blanokřídlí) není převaha nelesních druhů tak výrazná, přesto je zřejmý význam nelesních stanovišť pro řadu ohrožených druhů.

Pro zachování zbytku těchto biotopů jsou zásadní extenzivní formy zemědělského hospodaření (tzv. tradiční zemědělství nebo jeho obdoba). Okamžitý efekt hospodaření (především seče) na bezobratlé je sice negativní, protože představuje náhlou disturbanci, která způsobuje změnu podmínek a mnohdy i přímou mortalitu bezobratlých. Je ale evidentní, že tyto disturbance jsou nutné pro zachování bezlesých biotopů a organismů, které jsou na ně vázány. Bez aktivního hospodaření bezlesé biotopy zarůstají ruderální vegetací, až se nakonec mění v les. Přeměna nevýnosných luk a pastvin na lesy je v současnosti urychlována také státem dotovaným zalesňováním (Tkáčiková et al. 2013). Tyto nevýnosné pozemky jsou přitom často hodnotné z hlediska biodiverzity a výskytu ohrožených druhů organismů.

Z výše uvedeného je zřejmé, proč bezlesá stanoviště заслужují ochranu. Dnes již víme, že pro ochranu většiny bezlesých biotopů je nutné obhospodařování (ale nebylo tomu tak vždy, viz např. škodlivé pokusy o bezzásahovost v NPR Mohelenská hadcová step – Veselý 2002). Jak nejlépe nastavit parametry hospodaření, aby byla podpořena biodiverzita, se snažíme stále zjistit. K tomuto poznání přispěla i předložená práce

svými konkrétními doporučeními. Zjevné je, že přístupy se budou lišit podle konkrétních stanovištních podmínek a jednotlivých cílových druhů nebo skupin, které chceme na lokalitě podpořit.

Asi jediným obecně platným principem je zajištění co nejvyšší heterogenity – v prostoru i v čase. Heterogenitu zajišťuje jemná krajinná mozaika, rozrůzněnost v načasování a intenzitě hospodaření a mikrohabitatové rozdíly dané různou expozicí, sklonem či dalšími faktory. Biotopová heterogenita je považována za klíč k uchování biologické rozmanitosti v Evropě (Benton et al. 2003). Návratu krajinné heterogenity by napomohla aspoň částečná, pomístní, obnova dřívějších extenzivních způsobů hospodaření člověka v krajině, či nějaká forma „emulace“ tohoto hospodaření. Slibně vypadají také projekty navracení velkých herbivorů do krajiny (Dostál et al. 2014; Naundrup a Svenning 2015), čímž se v určitých krajinných výsecích navozují podmínky podobné stavu ještě před příchodem zemědělství.

## SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Andersen A.N., Ludwig J.A., Lowe L.M., Rentz D.C.F. (2001): Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology* 26: 213–222.
- Báldi A., Kisbenedek T. (1997): Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66: 121–129.
- Batáry P., Orci K.M., Báldi A., Kleijn D., Kisbenedek T., Erdős S. (2007): Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology* 8: 280–290.
- Belovski G.E., Slade J.B. (1993): The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community. *Oikos* 68: 193–201.
- Beneš J., Konvička M. (2017): Hesperioidea a Papilionoidea (denní motýli). Pp. 206–211. – In: Hejda R., Farkač J., Chobot K. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí. *Příroda* 36: 1–612.
- Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V., Weidenhoffer Z. (2002): Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. SOM, Praha.
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- Biaggini M., Consorti R., Dapporto L., Dellacasa M., Paggetti E., Corti C. (2007): The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 183–191.
- Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemiller R., Edwards M., Peeters T., Schaffer A.D., Potts S.G., Keenkers R., Thomas C.D., Settele J., Kumin W.E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.
- Bignal E.M., McCracken D.I. (1996): Low-Intensity Farming Systems in the Conservation of the Countryside. *Journal of Applied Ecology* 33: 413–424.
- Blades D.C.A., Marshall S.A. (1994): Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: Synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. In: Finnamore A.T., Marshall S.A. (eds.): *Terrestrial Arthropods of Peatlands, with Particular Reference to Canada*, Symposium volume on Peatland Arthropods. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 169: 221–284.
- Blumer P., Diemer M. (1996): The occurrence and consequences of grasshopper herbivory in an alpine grassland, Swiss central Alps. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 28: 435–440.
- Bonada N., Prat N., Resh V.H., Statzner B. (2006): Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495–523.
- Bönsel A., Runze M. (2000): Ein Habitat der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L. 1758) im nordöstlichen Polen. *Articulata*, 15, 49–52.
- Braschler B., Marini L., Thommen G.H., Baur B. (2009): Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. *Ecological Entomology* 34: 321–329.
- Brooks D.R., Bajer J.E., Clark S.J., Monteith D.T., Andrews C., Corbett S.J., Beaumont D.A., Chapman J.W. (2012): Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49: 1009–1019.
- Bruppacher L., Pellet J., Arlettaz R., Humbert J.Y. (2016): Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196: 196–202.
- Budrys E., Pakalniškis S. (2007): The Orthoptera (Insecta) of Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 17: 105–115.

- Buri P., Humbert J.Y., Stańska M., Hajdamowicz I., Tran E., Entling M.H., Arlettaz R. (2016): Delayed mowing promotes planthoppers, leafhoppers and spiders in extensively managed meadows. *Insect Conservation and Diversity* 9: 536–545.
- Buchweitz M. (1993): Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*, L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. *Articulata* 8: 39–62.
- Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.E.A. et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168.
- Butovsky R.O. (2011): Heavy metal in carabids (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* 100: 215–222.
- Campbell J.W., Hanula J.L. (2007): Efficiency of Malaise traps and coloured pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 11: 399–408.
- Cameron S.A., Hines H.M., Williams P.H. (2007): A comprehensive phylogeny of the bumble bees (*Bombus*). *Biological Journal of the Linnean Society* 91: 161–188.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S., Naeem S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- [CBD] Convention on Biological Diversity (2010): Conference of the Parties Decision X/2: Strategic plan for biodiversity 2011–2020. Dostupné online: [www.cbd.int/decision/cop?id=12268](http://www.cbd.int/decision/cop?id=12268).
- Čížek O., Zámečník J., Tropek R., Kočárek P., Konvička M. (2012): – Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16: 215–226.
- Danner B.J., Joern A. (2004): Development, growth, and egg production of *Ageneotettix deorum* (Orthoptera: Acrididae) in response to spider predation risk and elevated resource quality. *Ecological Entomology* 29: 1–11.
- Davies Z.G., Pullin A.S. (2007): Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology* 22: 333–351.
- Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C. (2014): Biodiversity of Palearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 1–14.
- Donald P.F., Green R.E., Heath M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 268: 25–29.
- Dostál D., Konvička M., Čížek L., Šálek M., Robovský J., Horčíčková E., Jirků M. (2014): Divoký kůň (*Equus ferus*) a pratur (*Bos primigenius*): klíčové druhy pro formování české krajiny. *Česká krajina, Kutná Hora*, 125 pp.
- Ekroos J., Heliölä J., Kuussaari M. (2010): Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47: 459–467.
- Erhardt A., Thomas J.A. (1991): Lepidoptera as indicators of change in the seminatural grasslands of lowland and upland Europe. In: Collins N.M., Thomas J.A. (Eds.) – *The Conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press, London, pp. 213–236.
- Evans E.W., Bailey K.W. (1993): Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling. *Journal of the Kansas Entomological Society* 66: 214–222.
- Ewers R.M., Didham R.K. (2006): Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43: 527–536.
- Fabriciusová V., Kaňuch P., Krištín A. (2011): Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western Carpathians. *Biologia* 66: 1127–1133.
- Fartmann T., Krämer B., Stelzner F., Poniatowski D. (2012): Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators* 20: 337–344.
- Flather C.H., Hayward G.D., Beissinger S.R., Stephens P.A. (2011): Minimum viable populations: is there a 'magic number' for conservation practitioners? *Trends in Ecology and Evolution* 26: 307–316.



- Gallai N., Salles J.M., Settele J., Vaissiere B.E. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68: 810–821.
- Gardiner T., Hassall M. (2009): Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *Journal of Insect Conservation* 13: 97–102.
- Gardiner T., Hill J., Chesmore D. (2005): Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 9: 151–173.
- Gerisch M., Agostinelli V., Henle K., Dziock F. (2012): More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *Oikos* 121: 508–515.
- Gerlach J., Samways M., Pryke J. (2013): Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation* 17: 831–850.
- Ghilarov A.M. (2000): Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity. *Oikos* 90: 408–412.
- Gibson D.J. (2009): *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Głowaciński Z., Nowacki J. (eds.) (2004): *Polish Red Data Book of Animals, Invertebrates*. Institute of Nature Conservation PAS, Kraków.
- Goulson D., Lye G.C., Darvill B. (2008): Decline and conservation of bumblebees. *Annual Review of Entomology* 53: 191–208.
- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörrén T., Goulson D., de Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One*, publikováno online: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Hejman M., Hejmanová P., Pavlů V., Beneš J. (2013): Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science* 68: 345–363.
- Hemp C., Hemp A. (2003): Lebensraumsprüche und Verbreitung von *Psophus stridulus* (Orthoptera: Acrididae) in der Nördlichen Frankenalb. *Articulata* 18: 51–70.
- Hendrickx F., Maelfait J.P., Van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Herzog F., Liira J., Roubalova M., Vandomme V., Bugter R. (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340–351.
- Hess R., Ritschel-Kandel G. (1992): Die Beobachtung der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) in Unterfranken als Beispiel für das Management einer bedrohten Art. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg* 33: 75–102.
- Hobsbawm E.J. (2001): *The Age of Extremes: The Short Twentieth Century, 1914–1991*. Abacus, London.
- Hodeček J., Kuras T., Šipoš J., Dolný A. (2015): Post-industrial areas as successional habitats: Long-term changes of functional diversity in beetle communities. *Basic and Applied Ecology* 16: 629–640.
- Hochkirch A., Nieto A., García Criado M., Cáliz M., Braud Y., Buzzetti F.M., Chobanov D., Odé B., Presa Asensio J.J., Willemsse L., Zuna-Kratky, T. et al. (2016): *European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Holuša J. (2000): On the knowledge of grasshoppers (Caelifera) and crickets (Ensifera) in the Moravskoslezské Beskydy Mts. *Klapalekiana* 36: 41–70.
- Holuša J., Kočárek P., Marhoul P., Vlk R. (2017): Orthoptera (rovnokřídlí). Pp. 127–129. – In: Hejda R., Farkač J., Chobot K. (eds.): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí. Příroda* 36: 1–612.
- Holuša J., Marhoul P., Štěpánová L., Kočárek P. (2009): Occurrence of red winged grasshopper *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acridiidae) in the Czech Republic. *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae (Brno)* 94: 15–21.
- Hossain Z., Gurr G.M., Wratten S.D., Raman A. (2002): Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and ‘refuge’ crop strips. *Journal of Applied Ecology* 39: 445–454.

- Humbert J.Y., Ghazoul J., Richner N., Walter T. (2010): Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & 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.
- Hutcheson J. (1990): Characterization of terrestrial insect communities using quantified, Malaise-trapped Coleoptera. *Ecological Entomology* 15:143–151.
- Ingrisch S., Köhler G. (1998a): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Ingrisch S., Köhler G. (1998b): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s.l.). In: Binot M., Bless R., Boye P., Gruntke H., Pretschner P. (eds): Rote Liste Gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, BfN, Bonn-Bad Godesberg, pp. 252–254.
- Jamieson I.G., Allendorf F.W. (2012): How does the 50/500 rule apply to MVPs? *Trends in Ecology and Evolution* 27: 578–584.
- Janßen B., Reich M. (1998): Zur Populationsstruktur und Mobilität von *Psophus stridulus* in einer alpinen Wildflußlandschaft. *Articulata* 13: 121–125.
- Kaplan J.O., Krumhardt K.M., Zimmermann N. (2009): The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28: 3016–3034.
- Keßler T., Cierjacks A., Ernst R., Dziok F. (2012): Direct and indirect effects of ski run management on alpine Orthoptera – *Biodiversity Conservation* 21: 281–296.
- Kindvall O., Jansson N., Jong J. (1993): Trumgräshoppan – en art på fallrepet. *Entomologisk Tidskrift* 114: 121–131.
- Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Diaz M., De Esteban J., Fernandez F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Johl R., Knop E., Kruess A., Marshall E.J.P., Steffan-Dewenter I., Tschamntke T., Verhulst J., West T.M., Yela J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecological Letters* 9: 243–254.
- Klein A.M., Vaissière B.E., Cane J.H. Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tschamntke T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society, Series B* 274: 303–313.
- Knops J.M.H., Tilman D., Haddad N.M., Naeem S., Mitchell C.E., Haarstad J., Ritchie M.E., Howe K.M., Reich P.B., Siemann E., Groth J. (1999): Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecological Letters* 2: 286–293.
- Kočárek P., Holuša J., Vlk R., Marhoul P. (2013): Rovnokřídli (Insecta: Orthoptera) České republiky. Academia, Praha.
- Köhler G., Brodhun H.-P., Schaller G. (1987): Ecological energetics of Central European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia*: 74: 112–121.
- 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 M., Čížek L., Beneš J. (2006): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- Konvička M., Beneš J., Čížek O., Kopeček F., Konvička O., Vítáz L. (2008): How too much care kills species: grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of the *Colias myrmidone* butterfly from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12: 519–525.
- Kruess A., Tschamntke T. (2002): Grazing intensity and the diversity of Orthoptera, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16: 1570–1580.
- Kuras T., Beneš J., Konvička M. (2000): Differing habitat affinities of four *Erebia* species (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae) in the Hruby Jeseník Mts, Czech Republic. *Biología* 55: 169–175.
- Leksono A.S., Takada K., Koji S., Nakagoshi N., Anggraeni T., Nakamura K. (2005): Vertical and seasonal distribution of flying beetles in a suburban temperate deciduous forest collected by water pan trap. *Insect Science* 12: 199–206.

- Lipský Z. (2010): Nová divočina v české kulturní krajině I, II. Geografické rozhledy 19: 12–13, 22–23.
- Ložek V. (2007): Zrcadlo minulosti: Česká a slovenská krajina v kvartéru. Dokořán, Praha.
- Luquet G.C. (1982): Die Feldheuschrecken des Mont Ventoux (Vancluse, Südfrankreich). Ökologische und phänologische Beobachtungen (Orthoptera, Caelifera, Acridoidea). Entomofauna 22: 351–364.
- Lütolf M., Guisan A., Kienast F. (2009): History Matters: Relating Land-Use Change to Butterfly Species Occurrence. Environmental Management 43: 436–446.
- Lye G.C., Osborne J.L., Park K.J., Goulson D. (2012): Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment. Journal of Insect Conservation 16: 697–707.
- Macůrek J. (1959): Valaši v západních Karpatech v 15.-18. století: k dějinám osídlení a hospodářsko-spoločenského vývoje jižního Těšínska, jihozápadního Polska, severozápadního Slovenska a východní Moravy. Krajské nakladatelství v Ostravě, Ostrava.
- Maier C. (2003): Untersuchungen zur Populationsentwicklung von *Oedipoda germanica* (Latr.) im Naturdenkmal “Galgenberg”, Main-Tauber-Kreis (Caelifera: Acrididae). Articulata 18: 193–208.
- Marini L., Fontana P., Battisti A., Gaston K.J. (2009): Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach. Insect Conservation and Diversity 2: 213–220.
- Masloski K., Greenwood C., Reiskind M., Payton M. (2014): Evidence for diet-driven habitat partitioning of Melanoplineae and Gomphocerinae (Orthoptera: Acrididae) along a vegetation gradient in a Western Oklahoma Grassland. Environmental Entomology 43: 1209–1214.
- Maudsley M.J. (2000): A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. Journal of Environmental Management 60: 65–76.
- McCallum M.L. (2015): Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. Biodiversity Conservation 24: 2497–2519.
- Menéndez R. (2007): How are insects responding to global warming? Tijdschrift voor Entomologie 150: 355–365.
- Merckx T., Feber R.E., Riordan P., Townsend M.C., Bourn N.A.D., Parsons M.S., Macdonald D.W. (2009): Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. Agriculture, Ecosystems and Environment 130: 177–182.
- Merckx T., Feber R.E., McLaughlan C., Bourn N.A.D., Parsons M.S., Townsend M.C., Riordan P., Macdonald D.W. (2010): Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees. Agriculture, Ecosystems and Environment 138: 147–151.
- Mládek J., Pavlů V., Hejčman M., Gaisler J. (eds.) (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha.
- Mládková P., Mládek J., Hejduk S., Hejčman M., Cruz P., Jouany C., Pakeman R. J. (2015): High-nature-value grasslands have the capacity to cope with nutrient impoverishment induced by mowing and livestock grazing. Journal of Applied Ecology 52: 1073–1081.
- Moericke V. (1951): Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pfirsichblattlaus *M. persicae* (Sulz). Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 3: 23–24.
- Nagy A., Rácz I.A., Varga Z. (2005): *Maculinea* habitats in Hungary: Orthoptera assemblages. In: Settele J., Kühn E., Thomas J.A. (eds.): Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* butterflies as a Model, pp. 16–21. Pensoft, Sofia/Moscow.
- Naundrup P.J., Svenning J.C. (2015): A Geographic Assessment of the Global Scope for Rewilding with Wild-Living Horses (*Equus ferus*). Plos One 10: e0132359.
- Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D.R., Chan K.M.A., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M., Lonsdorf E., Naidoo R., Ricketts T.H., Shaw M.R. (2009): Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Frontiers in Ecology and the Environment 7: 4–11.

- Olmo-Vidal J.M. (2006): Atlas of the Orthoptera of Catalonia. Atlas of Biodiversity 1: 337–458. Barcelona, Spain.
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., et al. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Pecina P. (1982): Kam zmizely krkonošské kobylinky? *Živa* 30: 65–66.
- Pimm S.L., Jenkins C.N., Abell R., Brooks T.M., Gittleman J.L., Joppa L.N., Raven P.H., Roberts C.M., Sexton J.O. (2014): The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752.
- Potts S.G., Imperatriz-Fonseca V., Ngo H.T., Aizen M.A., Biesmeijer J.C., Breeze T.D., Dicks L.V., Garibaldi L.A., Hill R., Settele J., Vanbergen A.J. (2016): Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540: 220 – 229.
- Rands M.R.W., Adams W.M., Bennun L., Butchart S.H.M., Clements A., Coomes D., Entwistle A., Hodge I., Kapos V., Scharlemann J.P.W., Sutherland W.J., Vira B. (2010): Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. *Science* 329: 1298–1303.
- Reinhardt K., Kohler G., Maas S., 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.
- Rosenthal G., Schrautzer J., Eichberg C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia* 32: 167–205.
- Rundlof M., Bengtsson J., Smith H.G. (2008): Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45: 813–820.
- Rybniček K., Rybničková E. (2004): Pollen analysis of sediments from the summit of the Praděd range in the Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). *Preslia* 76: 331–347.
- Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D., Cílek V. (2005): Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. Malá Skála, Praha.
- Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., Van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I., Schweiger O. (2008): Climatic Risk Atlas of European Butterflies. Pensoft Publishers, Sofia.
- Schowalter T.D. (2016): *Insect Ecology: An Ecosystem Approach*. Fourth edition. Academic Press, London.
- Simcox D.J., Randle Z., Clarke R.T., Schönrogge K., Elmes G.W., Settele J., Thomas J.A. (2005): Science and socio-economically-based management to restore species and grassland ecosystems of the Habitats Directive to degraded landscapes: the case of *Maculinea arion* in Britain. In: Settele J., Kühn E., Thomas J.A. (eds.) *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* butterflies as a Model, pp. 234–237. Pensoft, Sofia/Moscow.
- Simons N.K., Weisser W.W., Gossner M.M. (2016): Multi-taxa approach shows consistent shifts in arthropod functional traits along grassland land-use intensity gradient. *Ecology* 97: 754–764.
- Sodhi N.S., Koh L.P., Brook B.W., Ng P.K.L. (2004): Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 654–660.
- Soulé M.E. (1985): What is conservation biology? *BioScience* 35: 727–734.
- 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.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R., Rio Carvalho C., de Snoo G., Eden P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337–365.

- 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.
- Strong D.R., Lawton J.H., Southwood T.R.E. (1984): *Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms*. Blackwell, Oxford.
- Šebek P., Bače R., Bartoš M., Beneš J., Chlumská Z., Doležal J., Dvorský M., Kovář J., Machač O., Mikátová B., Perlík M., Plátek M., Poláková S., Škorpík M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlašín M., Zapletal M., Čížek L. (2015): Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358: 80–89.
- Tanabe S.-I., Kholin S.K., Cho Y.-B., Hiramatsu S.-I., Ohwaki A., Koji S., Higuchi A., Storozhenko S.Y., Nishihara S., Esaki K., Kimura K., Nakamura K. (2008): A higher-taxon approach with soil invertebrates to assessing habitat diversity in East Asian rural landscapes. In: Hong S.-K., Nakagoshi N., Fu B.J., Morimoto Y. (eds): *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas: Linking Man and Nature Systems*. Springer, Dordrecht, pp. 163–177.
- Tinner W., Ammann B., Germann P. (1996): Treeline fluctuations recorded for 12,500 years by soil profiles, pollen, and plant macrofossils in the Central Swiss Alps. *Arctic and Alpine Research* 28: 131–147.
- Tkáčiková J., Husák J., Spitzer L. (2013): Valašské louky a pastviny: Dědictví našich předků. Muzejní společnost ve Valašském Meziříčí a Muzeum regionu Valašsko, Vsetín.
- Traill L.W., Bradshaw C.J.A., Brook B.W. (2007): Minimum viable population size: a metaanalysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139: 159–166.
- Tryjanowski P., Hartel T., Báldi A., Szymański P., Tobolka M., Herzon I., Goławski A., Konvička M., Hromada M., Jerzak L., Kujawa K., Lenda M., Orłowski G., Panek M., Skórka P., Sparks T.H., Tworek S., Wuczyński A., Żmihorski M. (2011): Conservation of Farmland Birds Faces Different Challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica* 46: 1–12.
- Uchida K., Ushimaru A. (2014): Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs* 84: 637–658.
- Väisänen R., Somerma P., Kuusaari M., Nieminen M. (1991): *Bryodema tuberculata* and *Psophus stridulus* in southwestern Finland (Saltatoria: Acrididae). *Entomologica Fennica* 2: 27–32.
- Van den Berg A.E., Koole, S.L. (2006): New wilderness in the Netherlands: An investigation of visual preferences for nature development landscapes. *Landscape and Urban Planning* 78: 362–372.
- Van Swaay C., Nowicki P., Settele J., Van Strien A.J. (2008): Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity Conservation* 17: 3455–3469.
- Varga-Sipos J., Varga Z. (2005): *Maculinea* habitats: diversity of vegetation, composition and cenological relegation. In: Settele J., Kühn E., Thomas J.A. (eds.) *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea butterflies as a Model*, pp. 45–50. Pensoft, Sofia/Moscow.
- Veselý P. (2002): Mohelenská hadcová step – historie vzniku rezervace a jejího výzkumu. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.
- Vogt-Schilb H., Munoz F., Richard F., Schatz B. (2015): Recent declines and range changes of orchids in Western Europe (France, Belgium and Luxembourg). *Biological Conservation* 190: 133–141.
- Wagner G. (2000): Eine Populationsgefährdungsanalyse der Rotflügeligen Ödlandschrecke, *Oedipoda germanica* (Latr. 1804) (Caelifera: Acrididae). *Articulata* 9: 1–118.
- Wagner G., Köhler G., Berger U., Davis A.J. (2005): An experiment to re-establish the red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Latr.) (Caelifera, Acrididae), threatened with extinction in Germany. *Journal for Nature Conservation* 13: 257–266.
- Weibart M., Fischer K. (2006): Populationsstruktur, Dispersionsverhalten und Habitatpräferenzen der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L.) in der Fränkischen Schweiz. *Articulata* 21: 169–182.
- Wilkinson D.M. (1999): The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos* 84: 145–147.

Wilson J.S., Griswold T., Messinger O.J. (2008): Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: Are pan traps sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society* 81: 288–300.

Zöller S. (1995): Untersuchungen zur Ökologie von *Oedipoda germanica* (Latreille, 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität. *Articulata* 10: 21–59.

## **PŘÍLOHY**

### **Příloha I:**

Mazalová M., Šipoš J., Rada S., Kašák J., Šarapatka B., Kuras T. (2015): Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology* 112: 734–746.

### **Příloha II:**

Rada S., Mazalová M., Šipoš J., Kuras T. (2014): Impacts of mowing, grazing and edge effect on Orthoptera of submontane grasslands: Perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology* 62: 123–138.

### **Příloha III:**

Rada S., Štěpánová L., Losík J., Šipoš J., Holuša J., Kuras T. (2015): How does *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acrididae) cope on the northern edge of its distribution? A demographical study of a completely isolated population. *European Journal of Entomology* 112: 486–492.

### **Příloha IV:**

Rada S., Spitzer L., Šipoš J., Kuras T. (2017): Habitat preferences of the grasshopper *Psophus stridulus*, a charismatic species of submontane pastures. *Insect Conservation and Diversity* 10: 310–320.

### **Příloha V:**

Prohlášení spoluautorů o autorském podílu uchazeče na publikacích.

## **Příloha I**

**Mazalová M., Šipoš J., Rada S., Kašák J., Šarapatka B., Kuras T. (2015):**  
Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management  
practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology* 112: 734–746.

### **Scientometrie časopisu dle Web of Science:**

European Journal of Entomology

IF<sub>(2015)</sub> = 0,954

Kategorie a kvartil<sub>(2015)</sub>: Entomology, Q3



## Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise?

MONIKA MAZALOVÁ<sup>1</sup>, JAN ŠIPOŠ<sup>2</sup>, STANISLAV RADA<sup>1</sup>, JOSEF KAŠÁK<sup>3</sup>, BOŘIVOJ ŠARAPATKA<sup>1</sup> and TOMÁŠ KURAS<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University, Šlechtitelů 241/27, 783 71 Olomouc - Holic, Czech Republic; e-mails: mazalka.m@seznam.cz; stanislav.rada@seznam.cz; borivoj.sarapatka@upol.cz; kurast@seznam.cz

<sup>2</sup>Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Ostrava, Chittussiho 10, 710 00, Slezská Ostrava, Czech Republic; e-mail: jsipos@seznam.cz

<sup>3</sup>Department of Forest Protection and Wildlife Management, Faculty of Forestry and Wood Technology, Mendel University in Brno, Zemědělská 810/3, 613 00 Brno - Černá Pole, Czech Republic; e-mail: josef.kasak@mendelu.cz

**Key words.** Arthropods, functional diversity, grasslands, mowing, grazing, landscape structure, Czech Republic, Jeseníky Mts

**Abstract.** The rich species pool in semi-natural grasslands is associated with high spatial and temporal heterogeneity. This empirical study is one of the first to jointly analyze the response of orders, individual species and functional richness of arthropods to particular management practices and to linear landscape features, such as strips of grass and belts of trees. Mostly it was the less mobile, flightless taxa that were negatively affected by immediate disturbance caused by mowing. At a larger time-scale, grasslands managed by mowing once every year, and especially by a combined regime of mowing and grazing, supported the highest species richness of butterflies and beetles. Most functional diversity measures reached maximum values soon after mowing. Both strips of grass and belts of trees substantially affected the invertebrate community structure as the majority of taxa were positively associated with these linear features. Based on our results, we propose postponing mowing to later in the year, mowing in gradual stages, maintaining uncut strips primarily along permanent landscape features and establishing both strips of grass and belts of trees in submontane grassland environments.

### INTRODUCTION

A substantial proportion of the Central European biodiversity occurs in semi-natural grasslands. Existence of this widespread type of open habitat is dependent on disturbance, which prevents succession towards forest. Non-forest areas were traditionally maintained by grazing and hay-making (Duffey et al., 1974). Both types of land use differed in terms of intensity of use, which often fluctuated in space and time, creating a wide spectrum of microhabitats and promoting high species richness and diversity (Benton et al., 2003; Davies et al., 2005). The 20th century brought two interrelated trends, both of which led to the loss of spatial and temporal heterogeneity. This resulted in a depletion of originally diverse communities of grasslands. Former meadows and pastures were either transformed into consolidated blocks of arable land and productive grasslands, or were abandoned and gradually overgrown by forest (Stoate et al., 2001, 2009; Robinson & Sutherland, 2002). Currently, over 50% of the earlier extent of grasslands has been lost in the Czech Republic (Skaloš, 2006). Not only the loss of area but also structural changes (Skaloš et al., 2011) in the remaining or even newly formed grasslands may be the reason for the noticeable decline in diversity (Benton et al., 2003; Holuša, 2012). Persistent fragments of former grasslands are mainly merged into blocks of land that are on average 5–10 times larger than half a century ago (Plesník & Staňková 2001). Former hedgerows, buffer strips of grass and trees, important elements of spatial heterogeneity, were lost during the collectivisation of land

that culminated in the 1970s and 1980s (Konvicka et al., 2008). Temporal heterogeneity rapidly declines as modern hay harvesting machinery removes grass from extensive areas in a very short time span (Cizek et al., 2012; Buri et al., 2014). Despite the above, semi-natural grasslands still play a key role in the preservation of a considerable part of non-forest biodiversity associated with the cultural landscape in Europe (Poschlod & WallisDeVries, 2002; Woodcock et al., 2005; Baur et al., 2006).

In this study we evaluate the association of invertebrate communities in submontane meadows and pastures in the Czech Republic with agricultural management and local landscape structure. There is an extensive literature on the association of particular taxa of invertebrates with mowing, grazing and landscape structure (e.g., Schmidt et al., 2005; Ekroos et al., 2010; Humbert et al., 2010). However, studies on the complex effect of often combined management practises and landscape complexity on real farmland conditions are noticeably scarcer. The majority of these studies are on one or a few taxonomic groups, not on the whole range of arthropod taxa (but see Kruess & Tscharnkte, 2002; Debano, 2006; Sjödin et al., 2008; Cizek et al., 2012). Moreover, relatively little is known about the functional consequences of agricultural management. Functional diversity (FD) can be defined as the range, dispersion, and relative abundance of functional traits of organisms in a given ecosystem (Mouchet et al., 2010). As the consensus is that high diversity (functional diversity included) ensures more complex ecosystem services (e.g.,

Cadott et al., 2011; Isbell et al., 2011) we included FD in our study.

We evaluated the association of the community structure of invertebrates with various types of grassland management, with particular reference to both the immediate effects of mowing and grazing and the long-term effects of each management treatment. Additionally, we focused on the effect of local landscape structures (i.e., strips of grass and belts of trees and shrubs). Arthropod communities were investigated at two taxonomic levels: (i) number of individuals belonging to each of the orders, and (ii) abundance of beetles (Coleoptera), butterflies and burnet moths (Zygaenidae) of Lepidoptera, and bumblebees of Hymenoptera.

## MATERIAL AND METHODS

### Study area

This study was carried out in a submontane area (ca. 750–800 m a.s.l.) in the Hrubý Jeseník Mts, in the north-eastern part of the Czech Republic. The permanent grassland (50°6'39"N, 17°3'14"E) close to the village Nové Losiny is almost completely surrounded by extensive forest and covers an area of about 180 ha. The research area was situated in the eastern, more heterogeneous and better preserved part of this grassland complex (80 ha), with semi-natural hay meadows and pastures managed as part of the Czech agri-environmental scheme (AES) for at least 5 years (Fig. 1). Units of land are usually bounded by strips of grass or belts of trees.

### Arthropods studied

We investigated the effects of agricultural management and local landscape structure on arthropods. First, we recorded the numbers of individuals in all the invertebrate orders that were abundant in the samples. This required less time and effort (Andersen, 1995) but, nevertheless, provided an indication of the responses of the whole community to environmental change (i.e., management). Recent studies indicate that taxonomic diversity determined on the basis of the proportion of the different orders in a community can be used to indicate environmental changes (e.g., Biaggini et al., 2007; Tanabe et al., 2008).

Second, we focused in detail on three groups of insects with different life histories, all of which are often used as models in conservation studies. Butterflies and burnet moths (Zygaenidae), bumblebees and cuckoo-bees of the subgenus *Psithyrus* (sensu Cameron et al., 2007) and Coleoptera. All three groups are viewed as important bioindicators of treeless habitats. Since these groups differ in their life histories and occupy different functional niches they may respond differently to various management practices as well as other habitat characteristics.

### Sampling method

We used yellow pan water traps (YPWT; Moericke, 1951) deployed along transects across all patches. Although YPWT are generally used for sampling flower-visiting insects (Kuras et al., 2000; Monsevičius, 2004; Campbell & Hanula, 2007; Wilson et al., 2008) they provide a standardized method of sampling mainly flying insects at different sites (Wilson et al., 2008). Moreover, previous studies successfully used this method for other guilds of invertebrates, e.g., Homoptera (Mochida & Suryana, 1976; Boiteau, 1990), Araneae (Blades & Marshall, 1994), Orthoptera (Evans & Bailey, 1993) and Coleoptera (Leksono et al., 2005). The YPWT were plastic bowls 15 cm in diameter and 8 cm deep filled with a preserving liquid (water solution of sodium chloride

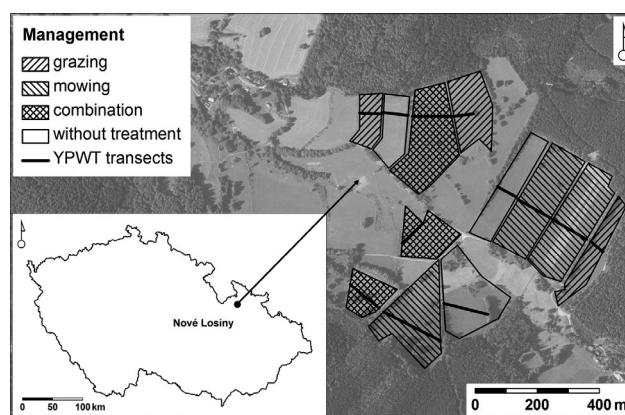


Fig. 1. Map showing the location of the study area in the Czech Republic, positions of patches with different long-term management treatments and positions of transects within the patches.

plus commercial detergent). They were placed on the ground and the surrounding vegetation was cut and removed in a circle ( $d = 1$  m) around the trap to avoid shading and biased sampling. The YPWT were operated from the end of May until the end of August in the first season of the investigation (2009) and from the 3<sup>rd</sup> week of June until the penultimate week of September in the second year (2010). We had to postpone the first date of sampling due to unfavourable weather conditions in the spring of 2010. The samples were collected at approximately ten-day intervals, ten times during each field season. Each sample was preserved in 95% ethanol. All specimens were sorted to orders and counted. Butterflies, bumblebees and beetles were identified to species, except the small herbivorous beetles, which were identified to family level (mostly Mordellidae, Nitidulidae, some representatives of Chrysomelidae). These specimens were only included in the analyses at the level of orders. The nomenclature followed the Fauna Europaea database (version 2.5.; <http://www.faunaeur.org>).

### Sampling design

We studied four types of grassland management: (i) mowing, (ii) cattle grazing, (iii) combination of mowing and grazing and (iv) “no management” during the vegetation season (N). These treatments were carried out for at least five consecutive years. Moreover, we focused on the actual effect of cutting and grazing on arthropods. Grazing intensity was lower than 1 cow/ha (specifically in the grazed patches it was 0.82 and 0.84 cows/ha). The meadows were not fertilized and were cut once a year using a roller mower without conditioner (cutting height 6 cm). In the first year of the study (2009), the meadows were mown in the first week of July. In the second year, the area was mown gradually in six steps between 29<sup>th</sup> of June 2010 and the 25<sup>th</sup> of August 2010. The cattle grazing started in mid-June and lasted for 30 days. The sites subjected to both mowing and grazing were mown earlier, in the first week of July, and then grazed for approximately one month from the last week of August to the last week of September. At the “no management” patches the vegetation cover was left uncut and was not grazed throughout the vegetation period (but was mown in late autumn).

The design of the survey consisted of 12 patches of grassland arranged in three units each of which included the four management treatments (Fig. 1).

The patches were situated on plains or gentle slopes. The study plots selected were at similar altitudes (from 750 to 780 m a.s.l.) and inclinations. Average size of the patches was 2.38 ha (the smallest covered an area of 1.16 ha, the largest 4.81 ha). All the

patches were delimited by distinct boundaries – belts of trees, forest edges or strips of grass. We distinguished two types of boundaries: strips of grass and belts of trees. The strips of grass were perennial treeless strips (width 5–10 m) and belts of trees were strips with mature trees that provided shade (width 10–15 m).

Transects ran from one edge of a particular patch (formed either by strip of grass or belt of trees) towards another edge. The distance between traps was 20–25 m. There were a total of 35 traps in the mowed patches, 11 in the grazed patches and 13 in the patches subjected to a combination of grazing and mowing. There were 21 traps in patches that were not managed during the vegetation season and 8 traps in the linear boundaries to the patches (i.e., strips of grass or belts of trees). The number of traps in each patch of a particular management treatment corresponded to the area of the patches subject to that particular treatment.

### Data arrangement

We first studied the community structure of grassland invertebrates associated with the different grazing and mowing treatments. The explanatory variables were mowing and grazing, both of them tested in interaction with time (to control for seasonality). Mowing was coded as an ordinal variable on the following scale: 1, 0.5, 0.25, 0, which corresponds to the gradual restoration of the sward after disturbance. Immediately after mowing the value was 1, gradually decreasing in the following 10-days periods (0.5; 0.25), reaching zero (0) after 30 days from the date of mowing. We defined these values based the time the sward took to recover after treatment, which was recorded during regular fieldwork. The factor grazing was a binary variable, as grazing intensity was low and equal at all sites. Time was individually coded for each collection date as the number of days since the beginning of the year. Replication units for these analyses were the samples for each collection date (a total of 20 collections, 10 for each of the two seasons of this study) pooled for each of the 12 patches.

We then focused on long-term effects of four types of management (i.e., mowing, grazing, both treatments, no management during the vegetation season) on the number of species and orders recorded on the areas subjected to the different treatments. These were investigated by comparing the rarefaction curves of the four management treatments. In this case, all the samples collected for particular management sites were pooled.

Finally, the effect of the two linear landscape structures was assessed using ordination. The distances in metres from the nearest strip of grass and belt of trees were individually recorded for each YPWT. Therefore, the replication unit was each trap (i.e., all the samples from a particular trap collected during the experimental period were pooled).

The response variables used in the ordination analyses and GLM were (i) number of individuals belonging to each order of invertebrates and (ii) number of individuals of each species belonging to the three targeted groups. Pooled numbers of representatives either of orders or of species within the three groups was used for the construction of rarefaction curves.

To remove negative effect of possible confounding factors on the trap samples we used abundance of flowers and degree of shading as covariables in all partial ordination analyses. We recorded the abundance of flowers for each trap during the regular collection of samples, obtaining four values according to the estimated number of flowers within a 5 m diameter circle around a trap. The categories of abundance were: < 10 flowers (1), 10–100 fl. (2), 100–1000 fl. (3), > 1000 fl. (4). There were three categories of shading based on the distance of each trap from a belt of trees, from low (1) through medium (2) to high (3). In addition, the distances from each type of linear element were included as covariables in the analyses of the effect of management, and man-

agement was included as covariable when determining the role of local landscape structure. All covariables were selected using forward selection.

### Functional diversity analyses

We calculated functional diversity (FD) using indices of the three fundamental components of FD (sensu Mason et al., 2005; Mouchet et al., 2010): (a) Functional richness – which indicates the amount of functional space occupied by a species of a given assemblage; (b) Functional evenness – which describes how regularly species abundances are distributed in functional space. (c) Functional divergence – which defines how far high species abundances extend from the centre of functional space (Mouchet et al., 2010). We analyzed the FD of the beetle community in relation to mowing only, since the previous GLM revealed very weak responses to grazing (see Table 1). The other two groups were excluded from these analyses as their representatives are too similar to each other in terms of the functional traits measured (e.g., all bumblebees are comparable in flight ability, both their larvae and imagoes feed on nectar and pollen; all butterflies consume nectar and their caterpillars are herbivores).

For the calculation of FD we selected the following species traits: trophic group, habitat association and mobility of imagoes (see Appendix 1). Species feeding on nectar and pollen were classified as “nectarivores”, those depending predominantly on living plant tissues were categorized as “herbivores” whereas those consuming mainly dead plant litter and/or faeces were categorized as “saprophagous”. The category “necrophagous” included mainly carrion-feeding species and “omnivores” species feeding on a broad spectrum of different kinds of food. Moreover, species were divided into 4 groups according to their prevailing occurrence in particular habitats: forest, open habitats, ecotones, mosaic landscapes and euryoecious species (i.e., habitat generalists). Finally, mobility was scaled as: 1 – low (local, sedentary species including all brachypterous beetles), 2 – high (vagile macropterous species, migrants). These functional traits were selected because they characterize a species interaction with and exploitation of an ecosystem. The species-specific characteristics were obtained from: Balthasar (1956), Tesař (1957), Smreczyński (1965, 1966, 1968, 1972), Freude et al. (1966, 1981), Warchalowski (1971, 1973), Read (1977), Thiele (1977), Šustek (1981), Berge Henegouwen (1986), Lindroth (1992), Sláma (1998), Hoebeke et al. (2000), Laibner (2000), Bieńkowski (2001), Hürka (2005), Stanovský & Pulpán (2006), Shields et al. (2009), Kubisz & Švihla (2013) and Miquel & Vasko (2014).

Using species-specific features and the abundance of each species in a sample we calculated the functional richness, evenness and divergence (function *dbFD*, FD package in R). These indices were calculated for all traps in areas with the same level of “mowing effect” (i.e., 1–0.5–0.25–0, as the effect of mowing decreased over time) pooled together. Using the same pooled data we constructed regression models of functional groups and their associations with mowing. Associations of the species richness of each functional group with a particular level of mowing was divided by the total species richness of a given functional group at all levels of mowing. This should standardize the final values of species richness among the different functional groups to a particular level of mowing. Square root transformation was used to normalize the distribution of the residuals.

### Statistical analyses

We used ordination to investigate the association of invertebrate community structure with the different management measures and landscape components. Ordination analyses were conducted using CANOCO (version 4.5.); the length of the gradients in

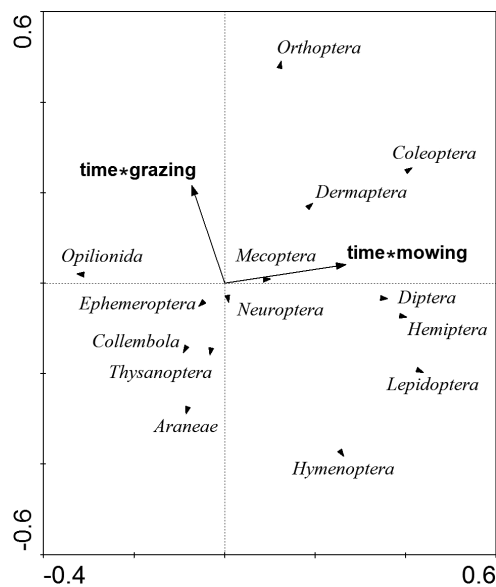


Fig. 2. Biplot CCA of the association of the relative abundance of grassland arthropods (orders) with management variables tested in interaction with time (time\*mowing and time\*grazing). Only the orders with a total abundance >100 individuals were included in this analysis.

species data was determined either by canonical correspondence analysis (CCA; the longest gradient >4) or redundancy analysis (RDA; the longest gradient <3) (sensu Ter Braak & Šmilauer, 2002). These were computed in order to relate gradients in species composition and abundances to external predictors and determine the importance of these predictors. Data on abundances of individuals of the species/orders were log-transformed. We tested the models using the Monte-Carlo permutation test (2000 permutations with split-plot design restricted to linear transects with the aim to ensure an independence of repeated collections from the same traps). Forward selection was used to test environmental variables. The interactions of the explanatory variables mowing and grazing over time were tested. Covariates included time,

flower abundance and degree of shading and were selected also by forward selection.

Furthermore, generalized linear models (GLM) with Poisson distributions were used to assess the effect of a particular factor (i.e., “mowing”, “strips of grass” and “belts of trees”) on the abundance of particular orders and abundances of the species in the targeted groups. In the FD analyses, the relationship between the representation of a particular ecological trait or FD as response variables and the effect of mowing were determined using a generalized linear model with a Gaussian error distribution and log link function. Standard errors were corrected using the quasi-likelihood function. Effects of each explanatory variable were tested also using its quadratic transformation. Step-wise selection based on the lowest Akaike information criterion (AIC) was used to choose the best transformation function for each explanatory variable. We used an F-test to determine the significance of each variable since it is a robust test for over-dispersed data.

Rarefaction curves were constructed to show how species richness or number of orders changes at the sites managed for at least 5 consecutive years using different treatments. Function rarefy (part of the vegan package in R software) computed the expected species richness, or number of orders, and their standard error in random subsamples of a particular sample size.

Data were analyzed using Canoco, v. 4.5 (Ter Braak & Šmilauer, 2002) and R software (R Development Core Team, 2011).

## RESULTS

The total number of individuals collected was 134,411, consisting of 16 orders of insects and four taxa of other arthropods. We included the following orders in the analyses, with the total number of individuals sampled in parentheses: Araneae (3,779), Coleoptera (6,342), Collembola (243), Dermaptera (1,093), Diptera (78,023), Ephemeroptera (449), Hemiptera (20,969), Hymenoptera (9,644), Lepidoptera (3,119), Mecoptera (4,699), Neuroptera (118), Opilionida (1,967), Orthoptera (2,476) and Thysanoptera (1,271). Other taxa (i.e., Acari, Blattodea, Odonata, Plecoptera, Psocoptera and Trichoptera) were not included be-

TABLE 1. Immediate associations of invertebrate taxa to mowing and grazing predicted by GLM (with pooled numbers of individuals within taxa as dependent variables and two management treatments, mowing and grazing, as explanatory variables). Taxa were categorized on the basis of their mobility. Highly mobile taxa included were mostly the species that can fly and the less mobile group included mainly wingless taxa. The P-values of the factors that are significantly associated with particular taxa are in bold.

Dispersal taxon	Mowing				Grazing			
	Regression coefficient		F	P	Regression coefficient		F	P
	B	B <sup>2</sup>			B	B <sup>2</sup>		
Coleoptera	0.96		53.13	<0.001	0.07		0.04	0.15
Diptera	0.37		22.47	<0.001	-0.04		0.45	0.17
Ephemeroptera	-8.25		2.00	0.16	-7.64		0.16	0.31
Hemiptera	-1.36	1.78	6.26	<0.01	0.25		0.61	0.43
Highly mobile	Hymenoptera	1.00	-0.99	3.62	<0.05	-0.49	3.21	0.07
Lepidoptera	0.25		1.46	0.23	-0.85		1.75	0.18
Mecoptera	0.11		0.10	0.25	-1.20		0.99	0.32
Neuroptera	-0.88		0.16	0.31	-4.30		0.12	0.27
Orthoptera	-2.38	2.31	4.19	<0.01	1.24		1.13	0.30
Less mobile	Araneae	-0.45		2.15	0.14	-1.96	3.03	0.08
Collembola	-25.84		6.20	<0.05	-6.03		0.40	0.47
Dermaptera	-0.02		<0.001	<0.05	0.45		0.01	0.24
Opilionida	-0.97		11.75	<0.001	0.47		1.13	0.30

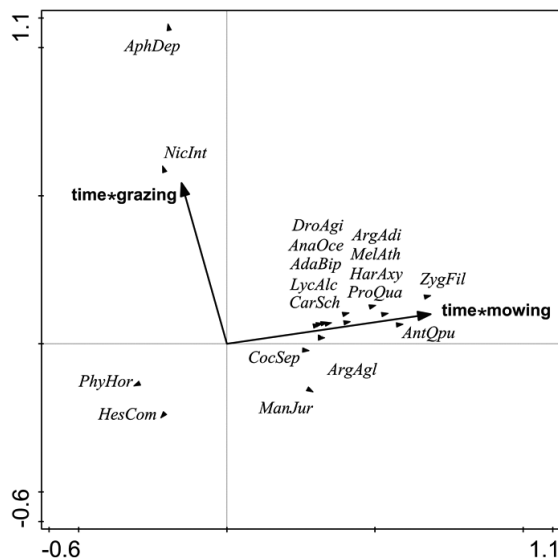


Fig. 3. Biplot RDA of the association of the relative abundance of species with management variables tested in interaction with time (time\*mowing and time\*grazing). Only species with a fit-range >1% are depicted in the ordination diagram. Names of species are denoted by triangles with acronyms: *Adalia bipunctata* (AdaBip), *Anatis ocellata* (AnaOce), *Aphodius depressus* (AphDep), *Argynnis adippe* (ArgAdi), *Argynnis aglaja* (ArgAgI), *Anthaxia quadripunctata* (AntQpu), *Carabus scheidleri* (CarSch), *Coccinella septempunctata* (CocSep), *Dromius agilis* (DroAgi), *Harmonia axyridis* (HarAxy), *Hesperia comma* (HesCom), *Lycaena alciphron* (LycAlc), *Maniola jurtina* (ManJur), *Melitaea athalia* (MelAth), *Nicrophorus interruptus* (NicInt), *Phyllopertha horticola* (PhyHor), *Propylea quatuordecimpunctata* (ProQua), *Zygaena filipendulae* (ZygFil).

TABLE 2. The immediate associations of individual species of the target groups with mowing predicted by GLM (with pooled numbers of individuals within species as dependent variables). We included only species with total abundance  $\geq 5$  and with statistically significant or nearly significant associations. Species with significant associations with mowing have their P-values and regression coefficients in bold.

Species	N	F	P	B	AIC
<i>Aglais urticae</i>	29	3.51	0.06	-2.76	231.52
<i>Anthaxia quadripunctata</i>	82	18.21	<b>&lt;0.001</b>	<b>2.89</b>	253.70
<i>Argynnis adippe</i>	7	4.80	<b>0.03</b>	<b>2.14</b>	72.83
<i>Argynnis aglaja</i>	21	6.06	<b>0.01</b>	<b>1.69</b>	186.04
<i>Cantharis fusca</i>	21	0.01	0.07	-4.02	218.77
<i>Gonepteryx rhamni</i>	5	0.01	0.08	0.17	59.94
<i>Harmonia axyridis</i>	5	4.61	<b>0.03</b>	<b>2.35</b>	58.14
<i>Hesperia comma</i>	153	6.12	<b>0.01</b>	<b>-1.41</b>	783.28
<i>Lycaena hippothoe</i>	306	4.27	<b>0.04</b>	<b>0.67</b>	1432.96
<i>Lycaena tityrus</i>	16	4.94	<b>0.03</b>	<b>-24.58</b>	146.42
<i>Nicrophorus vespillo</i>	164	0.01	0.08	0.06	1070.41
<i>Oedemera virescens</i>	16	0.01	0.06	0.08	145.82
<i>Poecilus cupreus</i>	41	3.53	0.06	-2.65	323.00
<i>Phyllopertha horticola</i>	151	5.38	<b>0.02</b>	<b>-3.39</b>	1059.61
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i>	7	6.23	<b>0.01</b>	<b>2.31</b>	71.52
<i>Serica brunnea</i>	11	0.01	<b>0.02</b>	<b>0.03</b>	120.31
<i>Silpha obscura</i>	56	0.01	<b>0.05</b>	<b>0.08</b>	522.49
<i>Thanatophilus simuatus</i>	70	0.00	<b>0.01</b>	<b>0.01</b>	551.78
<i>Vanessa cardui</i>	138	6.82	<b>0.01</b>	<b>-2.20</b>	802.61

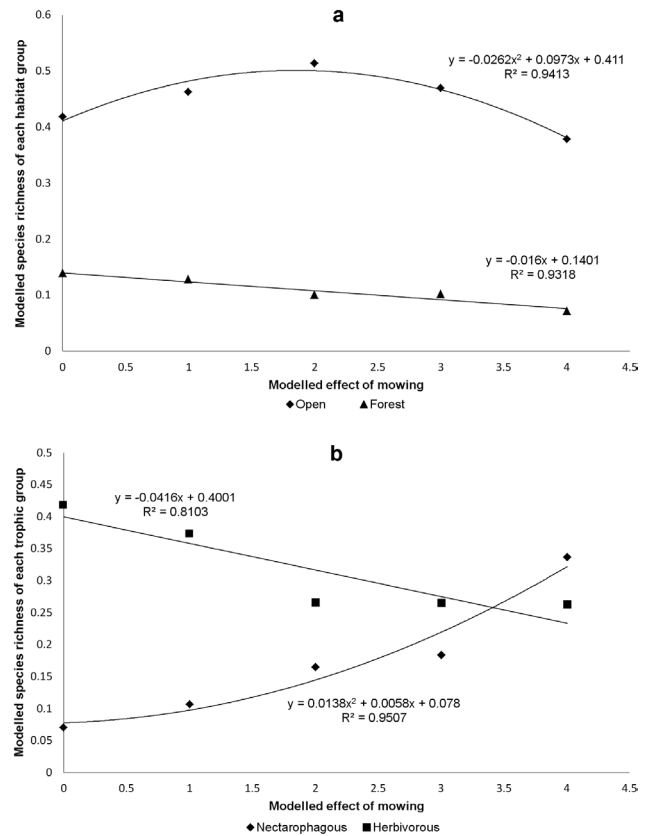


Fig. 4. Modelled association of standardized species richness with mowing for (a) habitats and (b) trophic functional groups of beetles predicted by generalized linear model using a gaussian error distribution and log link function. Species richness of each functional group in samples from particular mowing treatments was standardized by total species richness of given functional group recorded at all intensities of mowing. Only the significant responses of functional groups are depicted.

cause fewer than 100 individuals were collected, which indicates an accidental occurrence of these taxa.

### Associations with different management practices

The associations of different taxonomic levels, orders and species, with the different types of management were determined. The effect of management was also studied at two different time scales, immediately after a particular type of management in a given year, and for each of the four management treatments that have operated for at least five years.

#### Immediate effects of managing grassland

Fig. 2 shows the results of the ordination analysis of the immediate effect on the abundances of particular taxa of two management practices tested in interaction with time. The structure of the arthropod communities at the study sites that were mown and grazed differed (Table 1), with a significant effect of time\*mowing ( $F = 12.80$ ,  $P = 0.022$ ). The gradient along the horizontal canonical axis corresponds to the mobility of the taxa (Fig. 2). The most mobile taxa are mainly on the right hand side of the diagram (Diptera, Lepidoptera, Hemiptera and Coleoptera), whereas

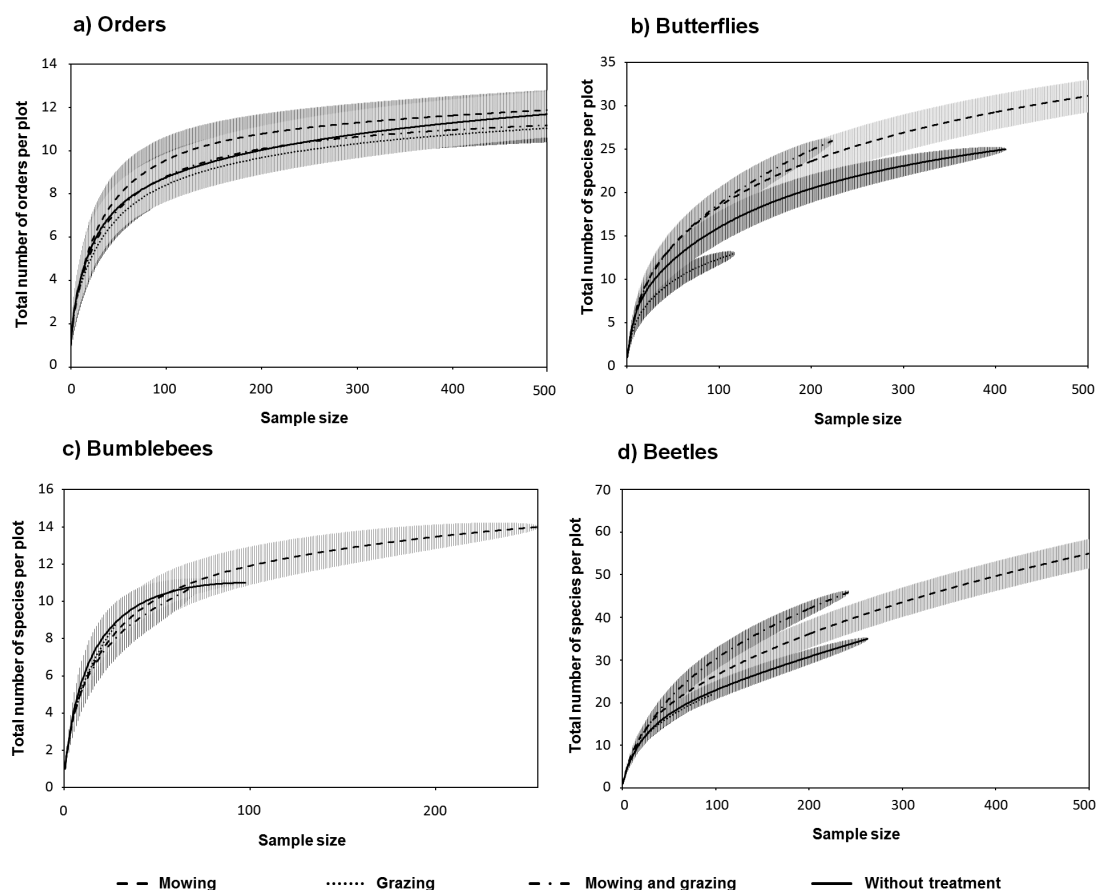


Fig. 5. Total number of taxa (a) and number of species of the targeted groups (b, c, d) recorded in patches subjected to specific management treatments for at least five consecutive years. The error bars depicted for each rarefaction curve represent standard errors.

the wingless surface-active groups are on the left hand side (Opilionida, Araneae and Collembola).

Additional GLM analyses supported the hypothesis that more mobile taxa, such as Mecoptera and Neuroptera, might not be greatly affected by disturbance due to either mowing or grazing. Other mobile groups such as Diptera, Coleoptera and Hymenoptera may even be found in higher numbers in samples collected from cut sward (Table 1). In contrast, more sedentary, flightless taxa (Collembola, Opilionida, Dermaptera) significantly tended to be collected mainly in plots with undisturbed vegetation (Table 1). None of arthropod taxa were significantly associated with cattle grazing (Table 1).

Subsequently, we analyzed the associations with both mowing and grazing in interaction with time at the species level using RDA (Fig. 3). Similar to the previous analysis, the structure of the insect community was significantly associated with time\*mowing ( $F = 2.41$ ,  $P = 0.001$ ), whereas the association of species abundances with time\*grazing was weak and inconclusive ( $F = 0.97$ ,  $P = 0.502$ ). Interestingly, the majority of species seemed to benefit from mowing (Fig. 3, Table 2).

As the previous analyses revealed that the community structure of arthropods was associated with the recent mowing event, we included it as the main factor in the analyses of functional diversity of beetles. Our results revealed a significant increase in functional divergence at re-

cently mowed sites compared to places with tall grass ( $F = 5.88$ ,  $P = 0.026$ ). Unlike functional divergence, functional evenness and richness did not change significantly along the gradient of mowing ( $F = 0.00$ ,  $P = 0.9795$ ;  $F = 3.48$ ,  $P = 0.059$ ).

Furthermore, we analyzed the changes in the proportion of particular functional groups of beetles with increase in the intensity of mowing. Forest species were negatively associated with mowing ( $P < 0.001$ ). In contrast, species associated with open habitats were more abundant in medium-grown swards than in full-grown and recently mown vegetation ( $P = 0.002$ ) (Fig. 4a). Mowing is associated with a decrease in the number of herbivorous taxa in samples ( $P < 0.001$ ), whereas that of nectarivores increased ( $P < 0.001$ ) (Fig. 4b).

#### Effects of long-term management

Rarefaction curves showed that the number of orders and bumblebee species did not differ substantially in the different management treatments, but the lowest number of beetle and butterfly species were recorded in grazed patches and those not managed. In contrast, the maximum species richness of both groups was recorded at sites that were either mown or mown and grazed (Fig. 5).

#### The role of linear landscape features

The final aim of our study was to determine the association of the community structure of arthropods with linear

landscape features, such as strips of grass and belts of trees (see above). Therefore, we first constructed a GLM based on an ordination of the numbers of representatives of all the orders as a response variable. This revealed significant associations for the majority of the groups investigated, which were mainly positively associated with both belts of trees and strips of grass, in other words, the abundances of most orders increased the closer they were collected to either of these linear landscape features (Table 3).

Second, we concentrated on the association of the abundances of particular species of the targeted groups with belts of trees and strips of grass. Whereas the majority of butterfly species tended to be most abundant close to both types of boundaries, many species of beetles increased in numbers towards the centre of meadows. The associations of species of bumblebees were mixed (Figs 6a, b, c).

## DISCUSSION AND CONCLUSIONS

### Associations with grassland management

Our results have shown that although the associations of the different taxa of grassland arthropods with grassland management differed, there is a general pattern (Fig. 2). Less mobile groups, especially those unable to fly, such as Opilionida, Collembola and Araneae, were negatively associated with mown areas (Fig. 2, Table 1). These groups might be strongly affected by mowing because of its direct effect on their survival (Humbert et al., 2010, 2012) and the quality of the habitat, due to their limited mobility compared to winged groups. In contrast, the abundance of some highly mobile groups (Coleoptera, Diptera, and Lepidoptera) tended to increase in cut areas (Fig. 2, Table 1). This trend was apparent also at the species-level (Fig. 3, Table 2) as all taxa assessed belong to winged groups, with only a few exceptions in the Coleoptera (e.g., some Carabidae and Curculionidae). We suggest the following explanations for this trend:

First, mowing immediately depletes the majority of the food sources (Cizek et al., 2012). Simultaneously, the taxa that showed a positive association with mowing belonged mainly to groups consisting of highly mobile species. A depleted food supply may drive the mobile species to seek more suitable patches with plentiful resources (Hossain et al., 2002). Due to an increase in movements within the area the probability of “being caught” may increase.

Second, the attractiveness of YPWT probably increases after the removal of flowering plants (Wilson et al., 2008). This explanation is also supported by the results of the functional trait analysis, which revealed a significant increase in the species richness of nectarophagous beetles at recently mown, i.e., flowerless sites (Fig. 4b). In contrast, the total species richness of herbivorous beetles significantly decreased (Fig. 4b), which is a consequence of the removal of their source of food. For example, the numbers of imagoes of the abundant scarab beetle, *Phyllopertha horticola*, which feeds mainly on fully-grown vegetation or even shrubs and trees (Bogatko, 1990), decreased at mown sites (Table 2).

The association of species in the target groups with recent mowing is not consistent. Many of the species responded positively to mowing (Table 2). This might be a methodical artefact as the majority of these species are good dispersers.

Unlike mowing, grazing did not have an immediate effect on any of the arthropod taxa (Fig. 2, Table 1). Concurring with Batáry et al. (2007, 2008), we highlight the role of different grazing pressures on the composition of insect communities. As the grazing intensity in our plots was only 0.82 to 0.84 cows/ha, it is likely that this low intensity grazing accounts for the non-significant trends (e.g., a negative association of Araneae and Hymenoptera with grazing – see Table 1). Seemingly positive association of the dung beetle *Aphodius depressus* (Fig. 3) with grazing is most likely due the presence of fresh cattle faeces than a direct effect of grazing on vegetation (Hanski et al., 1987).

TABLE 3. Individual associations of particular taxa of invertebrates associated with grasslands with both types of linear landscape features (belts of trees, strips of grass), predicted by GLM (with pooled numbers of individuals within taxa for each trap as dependent variables and distance of each trap from both types of feature as explanatory variables). Taxa with significant associations with particular lineas structure have their P-values in bold.

Taxon	Belts of trees				Strips of grass			
	Regression coefficient		F	P	Regression coefficient		F	P
	B	B <sup>2</sup>			B	B <sup>2</sup>		
Araneae	0.01		23.03	<0.001	0.02	-0.001	12.31	<0.001
Collembola	0.001		0.03	0.137	-0.01		2.17	0.14
Coleoptera	0.01		22.67	<0.001	-0.01	0.001	19.65	<0.001
Dermoptera	0.002		0.158	0.31	-0.003		0.59	0.44
Diptera	-0.01	0.001	10.24	<0.001	0.004	-0.001	3.47	<0.05
Ephemeroptera	-0.001		0.001	<0.01	0.001		1.17	0.28
Hemiptera	0.01	-0.001	3.84	<0.05	-0.001		16.14	<0.001
Hymenoptera	-0.01		15.55	<0.001	0.001		0.89	0.35
Lepidoptera	-0.01		4.76	<0.05	0.001		0.23	0.37
Mecoptera	-0.001		0.54	0.46	-0.01	0.01	12.54	<0.001
Neuroptera	-0.02		2.23	0.14	0.07	-0.001	2.84	0.05
Opilionida	0.01	-0.001	2.72	0.07	0.03	-0.001	36.63	<0.001
Orthoptera	0.02	-0.001	11.34	<0.001	-0.01		64.81	<0.001

### Long-term effects of management

We investigated the effects of four types of management (mowed plots, grazed plots, combination of both and no management during the vegetation period until the end of September) using rarefaction curves. These were constructed in order to determine if there is an association between species richness and number of orders present and type of management at each site. The highest species richness of butterflies and beetles was associated with mowing, especially combined with grazing. In contrast, the lowest number of butterfly species was recorded at patches managed by a single grazing regime, followed by patches not managed during the vegetative season. Although the effects of grazing and absence of management were indistinguishable in terms of beetles, both of these treatments are similarly associated with low numbers of species (Fig. 5). We stress that a comparatively higher number of species of beetles and butterflies is associated with the combined regime of mowing and grazing than grazing alone (Fig. 5). Our explanation for this trend is that the intensity of grazing at the sites was very low (0.82 and 0.84 cattle/ha). Cattle did not graze the whole area, thus many patches of vegetation were ungrazed. This may have resulted in a slow change in plant composition (Matějková et al., 2003) towards lower numbers of competitive species, which affected the invertebrate communities. Such a trend might not be seen for years after implementing this treatment. In accordance with this interpretation are the results of the rarefaction for sites subjected to both grazing and cutting in each season. Higher numbers of species were associated with this treatment than just grazing. Under a low grazing pressure, competitive plants (i.e., mainly grasses), which benefit from low intensity grazing are probably suppressed by mowing. This may ensure more diversified vegetation and also more heterogeneous arthropod communities than those found at grazed sites.

Comparable suitability of mowing from a long-term point of view can be interpreted as follows: Most of the individuals collected belonged to species associated with treeless habitats, which are strongly dependent on disturbance of natural succession resulting in the formation of forest (Konvicka et al., 2008). Low intensity mowing, i.e., once *per annum*, varied in time and space, is a suitable long-term type of management (Rundlof et al., 2008; Cizek et al., 2012). Although mowing immediately decreases the abundance of insects, (Humbert et al., 2009, 2010) it is nevertheless a reliable means of suppressing both trees and competitive species of plants, which are often dominant grasses (Gibson, 2009). This results in the increase in the diversity of plants, including flowering dicotyledons, which together with the diverse architecture of the plants (Strong et al., 1984; Haysome & Coulson, 1998; Espirito-Santo et al., 2007) probably support a greater diversity of various guilds of insects (Hutchinson, 1959; Knop et al., 1999). In other words, grassland invertebrates must be adapted to disturbance, which is consistent with the results of the partial analysis of functional diversity based on the habitat associations of the species. Mowing supported

a single functional group, open habitat species, although they only reached peak abundances after partial recovery of the swards (Fig. 4a).

### Association with particular linear landscape features

We determined the association of arthropod communities in sub-montane grasslands with two linear landscape features, strips of grass and belts of trees. Based on the GLM the majority of higher taxa tended to occur in higher numbers close to both types of boundaries (Table 3), where there may be specific microclimates and sheltered environments for these animals (Maudsley, 2000; Merckx et al., 2009). In contrast, the abundance of beetles and spiders was significantly higher in the centre of the meadows, i.e., furthest from both types of boundary (Table 3). This might be attributed to the trends of the most abundant species being for species that belong to the groups closely associated with open habitats [e.g., beetles: *Anthaxia* spp., Eschscholtz, 1829; *Rhagonycha* spp., Eschscholtz, 1830; *Oxythyrea funesta* – see Fig. 6c and spiders, for instance *Xysticus* spp., C.L. Koch, 1835; *Pachygnatha degeeri*, Sundevall, 1830; *Pardosa palustris* (Linnaeus, 1758)].

Finally, GLM were used to determine the associations of individual species of Lepidoptera, bumblebees and beetles (Figs 6a, b and c). Lepidoptera were strongly and positively associated with both strips of grass and belts of trees at the species level. The majority of butterfly species were recorded close to these linear features, including typical grassland dwellers, such as ringlets *Maniola jurtina* and *Aphantopus hyperanthus* (cf. Kulfan et al., 2012), coppers *Lycaena virgaureae* and *L. hippothoe* and the skipper *Hesperia comma* (Fig. 6a). Such a clear association might be interpreted as a consequence of the environment near to the edges being more sheltered with tall vegetation compared to the regularly disturbed area of the meadows (Merckx et al., 2009). Lepidoptera may shelter there from the wind or as a refuge from predation (Merckx et al., 2010). Linear landscape features may also serve as corridors for many species, including butterflies (Davies & Pullin, 2007) and, finally, an ecotone may be an important refuge where multiple habitats meet (e.g., Downie et al., 1996; Ewers & Didham, 2006; Vu, 2009).

In contrast, bumblebees were not associated with strips of grass (see Table 2). This may be due to the fact that bumblebees are able to fly even in unfavourable conditions (Goulson, 2010), i.e., low temperatures, windy and even rainy weather, thus they do not need as much shelter as butterflies. Alternatively, this trend may reflect individual demands of each species for nesting sites and flowers as sources of nectar and pollen (Connop et al., 2010), which might account for the trends in the abundance of particular species (Fig. 6b).

### Conservation summary

This study was carried out in a submontane treeless area managed for at least five years by the Czech AES. The grasslands at this study site are lightly grazed and cautiously mown. The farmer adopted some of the above-standard measures of the Czech AES (i.e., gradual mowing of par-



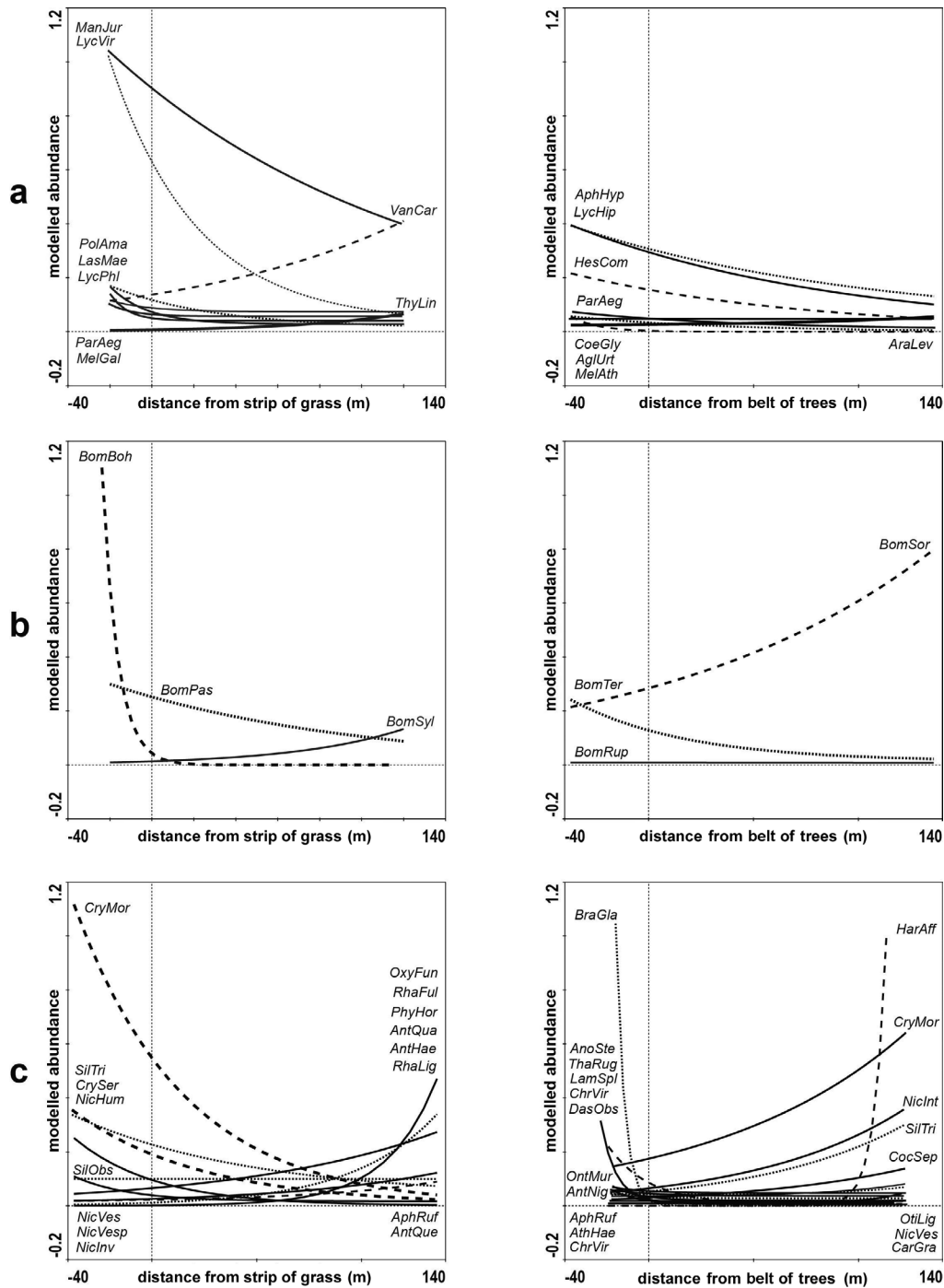


Fig. 6. Individual associations of species of butterflies (a), bumblebees (b) and beetles (c) with strips of grass and belts of trees predicted by GLM (with numbers of individuals of each species pooled for each trap as dependent variables and distance of each trap from both types of boundary as explanatory variables). Only species significantly associated with each boundary are listed. The dominance of the different species of beetles follows Tischler (1949) (i.e., E = eudominant, D = dominant, S = subdominant, R = recedent, SR = subrecedent species). Acronyms for the species with positive associations with strips of grass / belts of trees are placed on the left hand side of the figures, acronyms of species negatively associated with strips of grass / belts of trees are situated on right hand side. Responses of particular species are denoted by curves with following abbreviations: (a) *Aglais urticae* (AglUrt), *Aphantopus hyperantus* (AphHyp), *Araschnia levana* (AraLev), *Coenonympha glycerion* (CoeGly), *Hesperia comma* (HesCom), *Lasiommata maera* (LasMae), *Lycaena hippothoe* (LycHip), *Lycaena phlaeas* (LycPhl), *Lycaena virgaurea* (LycVir), *Maniola jurtina* (ManJur), *Melanargia galathea* (MelGal), *Melitaea athalia* (MelAth), *Pararge aegeria* (ParAeg), *Polyommatus amandus* (PolAma), *Thymelicus lineola* (ThyLin), *Vanessa cardui* (VanCar); (b) *Bombus bohemicus* (BomBoh), *Bombus pascuorum* (BomPas), *Bombus terrestris* (BomTer), *Bombus soroeensis* (BomSor), *Bombus sylvarum* (BomSyl), *Bombus rpestris* (BomRup); (c) *Anoplotrupes stercorosus* (AnoSte) – R, *Anthaxia quadripunctata* (AntQua) – S, *Anthaxia quercata* (AntQue) – SR, *Antherophagus nigricornis* (AntNig) – SR, *Aphodius rufipes* (AphRuf) – SR, *Athous haemorrhoidalis* (AthHae) – SR, *Brachypterus glaber* (BraGla) – SR, *Carabus granulatus* (CarGra) – SR, *Coccinella septempunctata* (CocSep) – S, *Cryptocephalus moraei* (CryMor) – D, *Cryptocephalus sericeus* (CrySer) – E, *Chrysanthia viridissima* (ChrVir) – SR, *Chrysolina fastuosa* (ChrFas) – SR, *Dasytes obscurus* (DasObs) – SR, *Harpalus affinis* (HarAff) – SR, *Lamprohiza splendidula* (LamSpl) – SR, *Nicrophorus interruptus* (NicInt) – SR, *Nicrophorus investigator* (NicInv) – SR, *Nicrophorus humator* (NicHum) – SR, *Nicrophorus vespillo* (NicVes) – S, *Nicrophorus vespilloides* (NicVesp) – S, *Ontholestes murinus* (OntMur) – SR, *Otiorynchus ligustici* (OtiLig) – SR, *Oxythyrea funesta* (OxyFun) – D, *Phyllopertha horticola* (PhyHor) – D, *Rhagonycha fulva* (RhaFul) – S, *Rhagonycha lignosa* (RhaLig) – SR, *Silpha obscura* (SilObs) – S, *Silpha tristis* (SilTri) – S, *Thanatophilus rugosus* (ThaRug) – SR.

tical blocks and strips left uncut for the whole vegetation season). Despite this purportedly benign agricultural management, we recorded significant associations with mowing. Over a short time-scale, the less mobile taxa, which are unable to fly, were negatively associated with mowing. In contrast, in the long-term the highest species richness of butterflies and beetles was associated with mowing once per year, especially when combined with grazing. In addition, the structure of the arthropod communities was substantially associated with both types of boundaries, i.e., strips of grass and narrow belts of trees. The majority of the groups studied were positively associated with these linear features. Therefore, based on our results and the findings of other recent studies (e.g., Merckx et al., 2009, 2010; Fabriciusová et al., 2011; Cizek et al., 2012; Humbert et al., 2012; etc.) we recommend:

(i) As the time of mowing was an important determinant of the presence of certain grassland invertebrates in the short-term, we emphasize the key role of the timing of this treatment. The maximum abundances of invertebrates were recorded in July, this therefore is the worst time to mow similar sub-montane meadows. Nevertheless, we sampled mainly only adults. Therefore, immobile larval stages (usually more sensitive to disturbances caused by mowing and grazing) are most abundant earlier in the season. Thus we recommend postponement of mowing to the second half of July. Moreover, the whole area should not be mown at the same time but in two stages to ensure that only half of the sward is disturbed at each mowing;

(ii) In addition, uncut strips left until the beginning of the next vegetation season may help mitigate the negative effects of mowing;

(iii) Most of the grassland arthropods may be associated with these strips if they are located along permanent landscape features such as grass strips and belts of trees. In addition, the association with boundaries were generally positive, possibly due to the greater heterogeneity of vegetation there (Hansen & Castri, 1992);

(iv) The establishment of linear landscape features such as belts of trees and strips of permanent grass can substantially increase the biological value of agroecosystems (e.g., Balmer & Erhardt, 2000; Baur et al., 2006; Kulfan et al., 2012) in Central European farmland, recently affected by agricultural intensification.

**ACKNOWLEDGEMENTS.** We are very grateful to F. Trnka and R. Gabriš for identifying the beetles and to J. Stanovský for help with coleopteran characteristics necessary for the analyses of functional diversity. V. Smetana deserves many thanks for identifying bumblebees and helpful comments on their ecology. We are much obliged to I. Pur, the nature-friendly-thinking owner of the farmland where the survey took place. V. Marková, A. Gouveia and A.F.G. Dixon kindly checked our English. Last but not least we thank anonymous reviewers and the associate editor (J. Beck) for many valuable suggestions and comments which substantially improved our manuscript. Funding for the research project was provided by the Ministry of the Environment of the Czech Republic (VaV SP/2D3/155/08).

## REFERENCES

- ANDERSEN A.N. 1995: Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. — *Biol. Conserv.* **73**: 39–43.
- BALMER O. & ERHARDT A. 2000: Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practises. — *Conserv. Biol.* **14**: 746–757.
- BALTHASAR V. 1956: [*Lamellicorn Beetles – Lamellicornia. Vol. 1. Lucanidae – Stag Beetles, Scarabaeidae – Scarab Beetles. Pleurosticti.*] Fauna of Czechoslovakia 8. Czechoslovak Academy of Sciences, Praha, 287 pp. [in Czech, German and Russian abstr.].
- BATÁRY P., BÁLDI A. & ERDŐS S. 2007: Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. — *Biodivers. Conserv.* **16**: 871–881.
- BATÁRY P., BÁLDI A., SAMU F., SZÜTS T. & ERDŐS S. 2008: Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? — *Biol. Conserv.* **141**: 2062–2070.
- BAUR B., CREMENE C., GROZA G., RAKOSY L., SCHILEYKO A., BAUR A., STOLL P. & ERHARDT A. 2006: Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. — *Biol. Conserv.* **132**: 261–273.
- BENTON T.G., VICKERY J.A. & WILSON J.D. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? — *Trends Ecol. Evol.* **18**: 182–188.
- BERGE HENEGOUWEN A. 1986: Revision of the European species of *Anacaena*. — *Entomol. Scand.* **17**: 393–407.
- BIAGGINI M., CONSORTI R., DAPPORTO L., DELLACASA M., PAGGETTI E. & CORTI C. 2007: The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. — *Agr. Ecosyst. Environ.* **122**: 183–191.
- BIENKOWSKI A.O. 2001: A study on the genus *Chrysolina* Motschulsky, 1860, with a checklist of all the described subgenera, species, subspecies and synonyms (Coleoptera: Chrysomelidae: Chrysomelinae). — *Genus* **12**: 105–235.
- BLADES D.C.A. & MARSHALL S.A. 1994: Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: Synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. In Finnamore A.T. & Marshall S.A. (eds): *Terrestrial Arthropods of Peatlands, with Particular Reference to Canada. Symposium Volume on Peatland Arthropods*. — *Mem. Entomol. Soc. Can.* **169**: 221–284.
- BOGATKO W. 1990: Food preference of ornamental poplars and willows of *Phyllopertha horticola* L. and *Melasma vigintipunctatum* Scop., Coleoptera. — *Pol. Pis. Entomol.* **60**: 205–210.
- BOITEAU G. 1990: Effect of trap color and size on relative efficiency of water-pan traps for sampling alate aphids (Homoptera: Aphididae) on potato. — *J. Econ. Entomol.* **83**: 937–942.
- BURI P., HUMBERT J.-Y. & ARLETTAZ R. 2014: Promoting pollinating insect in intensive agricultural matrices: Field-scale experimental manipulation of hay-meadow mowing regimes and its effects on bees. — *PLoS ONE* **9**(1): e85635.
- CADOTT M.W., CARSCADDEN K. & MIROTCHEV N. 2011: Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. — *J. Appl. Ecol.* **48**: 1079–1087.
- CAMERON S.A., HINES H.M. & WILLIAMS P.H. 2007: A comprehensive phylogeny of the bumble bees (*Bombus*). — *Biol. J. Linn. Soc.* **91**: 161–188.
- CAMPBELL J.W. & HANULA J.L. 2007: Efficiency of Malaise traps and coloured pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. — *J. Insect Conserv.* **11**: 399–408.

- CIZEK O., ZAMECNIK J., TROPEK R., KOCAREK P. & KONVICKA M. 2012: Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. — *J. Insect Conserv.* **16**: 215–226.
- CONNOP S., HILL T., STEER J. & SHAW P. 2010: The role of dietary breadth in national bumblebee (*Bombus*) declines: Simple correlation? — *Biol. Conserv.* **143**: 2739–2746.
- DAVIES Z.G. & PULLIN A.S. 2007: Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. — *Landscape Ecol.* **22**: 333–351.
- DAVIES K.F., CHESSON P., HARRISON S., INOUE B.D., MELBOURNE B.A. & RICE K.J. 2005: Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. — *Ecology* **86**: 1602–1610.
- DEBANO S. 2006: Effects of livestock grazing on aboveground insect communities in semi-arid grasslands of southeastern Arizona. — *Biodiv. Conserv.* **15**: 2547–2564.
- DOWNIE I.S., COULSON J.C. & BUTTERFIELD E.L. 1996: Distribution and dynamics of surface-dwelling spiders across a pasture-plantation ecotone. — *Ecography* **19**: 29–40.
- DUFFEY E., MORRIS M.G., SHEAIL J., WARD L.K., WELLS D.A. & WELLS T.C.E. 1974: *Grassland Ecology and Wildlife Management*. Chapman & Hall, London, 320 pp.
- EKROOS J., HELIÖLÄ J. & KUUSSAARI M. 2010: Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. — *J. Appl. Ecol.* **47**: 459–467.
- ESPIRITO-SANTO M.M., DE S. NEVES F., ANDRADE-NETO F.R. & FERNANDES G.W. 2007: Plant architecture and meristem dynamics as the mechanisms determining the diversity of gall-inducing insects. — *Oecologia* **153**: 353–364.
- EVANS E.W. & BAILEY K.W. 1993: Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling. — *J. Kans. Entomol. Soc.* **66**: 214–222.
- EWERS R.M. & DIDHAM R.K. 2006: Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. — *J. Appl. Ecol.* **43**: 527–536.
- FABRICIUSOVÁ V., KAŇUCH P. & KRISTÍN A. 2011: Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western Carpathians. — *Biologia* **66**: 1127–1133.
- FREUDE H., HARDE K.W. & LOHSE G.A. 1966: *Die Käfer Mitteleuropas, Vol. 9 Phytophaga (Cerambycidae, Chrysomelidae)*. Goecke & Evers, Krefeld, 299 pp.
- FREUDE H., HARDE K.W. & LOHSE G.A. 1981: *Die Käfer Mitteleuropas 10 Rhynchophora I (Curculionidae, Bruchidae)*. Goecke & Evers, Krefeld, 310 pp.
- GIBSON D.J. 2009: *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford University Press, Oxford, 305 pp.
- GOULSON D. 2010: *Bumblebees. Behaviour, Ecology and Conservation*. Oxford University Press, New York, 317 pp.
- HANSEN A.J. & DI CASTRI F. (eds) 1992: *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer, New York, 452 pp.
- HANSKI I. 1987: *Nutritional Ecology of Dung- and Carrion-feeding Insects*. In Slansky F. Jr. & Rodrigues J.G. (eds): *Nutritional Ecology of Insects, Mites and Spiders*. John Wiley and Sons, New York, pp. 837–884.
- HAYSOM K.A. & COULSON J.C. 1998: The Lepidoptera fauna associated with *Calluna vulgaris*: effects of plant architecture on abundance and diversity. — *Ecol. Entomol.* **23**: 377–385.
- HOEBEKE E.R., BYERS R.A., ALONSO-ZARAZAGA M.A. & STIMMEL J.F. 2000: *Ischnopterapion (Chlorapion) virens* (Herbst) (Coleoptera: Curculionoidea: Brentidae: Apioninae), a Palearctic clover pest new to North America: Recognition features, distribution and bionomics. — *Proc. Entomol. Soc. Wash.* **102**: 151–161.
- HOLUŠA J. 2012: Grasshoppers and bushcrickets regionally extinct in the Czech Republic: consequence of the disappearance of habitats scattered on the edge of their ranges. — *J. Insect Conserv.* **16**: 949–960.
- HOSSAIN Z., GURR G.M., WRATTEN S.D. & RAMAN A. 2002: Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and 'refuge' crop strips. — *J. Appl. Ecol.* **39**: 445–454.
- HUMBERT J.-Y., GHAZOUL J. & WALTER T. 2009: Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. — *Agr. Ecosyst. Environ.* **130**: 1–8.
- HUMBERT J.-Y., GHAZOUL J., RICHNER N. & WALTER T. 2010: Hay harvesting causes high orthopteran mortality. — *Agr. Ecosyst. Environ.* **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. — *Biol. Conserv.* **152**: 96–101.
- HŮRKA K. 2005: *Beetles of the Czech and Slovak Republics*. Kabeurek, Zlín, 390 pp. [bilingual Czech/English].
- HUTCHINSON G. 1959: Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? — *Am. Nat.* **93**: 145–159.
- ISELL F., CALCAGNO V., HECTOR A., CONNOLLY J., HARPOLE W.S., REICH P.B., SCHERER-LORENZEN M., SCHMID B., TILMAN D., VAN RUIJVEN J., WEIGELT A., WILSEY B.J., ZAVALA E.S. & LOREAU M. 2011: High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. — *Nature* **477**: 199–202.
- KONVICKA M., BENES J., CIZEK O., KOPECEK F., KONVICKA O. & VITAZ L. 2008: How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. — *J. Insect Conserv.* **12**: 519–525.
- KRUESS A. & TSCHARNTKE T. 2002: Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps. — *Conserv. Biol.* **16**: 1570–1580.
- KUBISZ D. & ŠVIHLA V. 2013: Coleoptera: Oedemeridae. — *Folia Heyrovsk. (B)* **17**: 1–12.
- KULFAN J., ŠTRBOVÁ E. & ZACH P. 2012: Effect of vegetation and management on occurrence of larvae and adults of generalist *Maniola jurtina* L. (Lepidoptera) in meadow habitats. — *Pol. J. Ecol.* **60**: 601–609.
- KURAS T., BENES J. & KONVICKA M. 2000: Differing habitat affinities of four *Erebina* species (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae) in the Hruby Jeseník Mts, Czech Republic. — *Biologia* **55**: 169–175.
- LAIBNER S. 2000: *Elateridae of the Czech and Slovak Republics*. Kabeurek, Zlín, 292 pp. [bilingual Czech/English].
- LEKSONO A.S., TAKADA K., KOJI S., NAKAGOSHI N., ANGGRAENI T. & NAKAMURA K. 2005: Vertical and seasonal distribution of flying beetles in a suburban temperate deciduous forest collected by water pan trap. — *Insect Sci.* **12**: 199–206.
- LINDROTH C.H. 1992: *Ground Beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A Zoogeographical Study: Part 3. Part I. Specific Knowledge Regarding the Species*. Smithsonian Institution Libraries and the National Science Foundation, Washington, 630 pp.
- MASON N.W.H., MOUILLOT D., LEE W.G. & WILSON J.B. 2005: Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. — *Oikos* **111**: 112–118.
- MATĚJKOVÁ I., VAN DIGGELEN R. & PRACH K. 2003: An attempt to restore a central European species-rich mountain grassland through grazing. — *Appl. Veg. Sci.* **6**: 161–168.
- MAUDSLEY M.J. 2000: A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. — *J. Environ. Manag.* **60**: 65–76.

- MERCKX T., FEBER R.E., RIORDAN P., TOWNSEND M.C., BOURN N.A.D., PARSONS M.S. & MACDONALD D.W. 2009: Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. — *Agr. Ecosyst. Environ.* **130**: 177–182.
- MERCKX T., FEBER R.E., MCLAUGHLAN C., BOURN N.A.D., PARSONS M.S., TOWNSEND M.C., RIORDAN P. & MACDONALD D.W. 2010: Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees. — *Agr. Ecosyst. Environ.* **138**: 147–151.
- MIQUEL M.A. & VASKO B.N. 2014: A study of the association of *Odonteus armiger* (Scopoli, 1772) (Coleoptera: Geotrupidae) with the European rabbit. — *J. Entomol. Zool. Stud.* **1**: 157–167.
- MUCHIDA O. & SURYANA T. 1976: Occurrence of the brown planthopper, *Nilaparvata lugens* (Homoptera: Delphacidae), on rice in Indonesia. — *Rice Entomol. Newsl.* **4**: 39.
- MOERICKE V. 1951: Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzschädler *M. ersicae* (Sulz.). — *Nachrbl. Dt. Pflanzschutd.* **3**: 23–24.
- MONSEVICIUS V. 2004: Comparison of three methods of sampling wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Čepkeliai Nature Reserve (South Lithuania). — *Ekologija* **4**: 32–39.
- MOUCHET M.A., VILLÉGER S., MASON N.W.H. & MOUILLOT D. 2010: Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. — *Funct. Ecol.* **24**: 867–876.
- PLESNÍK J. & STAŇKOVÁ J. (eds) 2001: *Status of Biological Resources and Implementation of the Convention on Biological Diversity in the Czech Republic. First Report.* Ministry of the Environment of the Czech Republic, Prague, 72 pp.
- POSCHLOD P. & WALLISDEVRIES M.F. 2002: The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. — *Biol. Conserv.* **104**: 361–376.
- READ R.W.J. 1977: *Notes on the Biology of Cionus scrophularia, together with preliminary observations on C. tuberculosis and C. alauda.* — *Entomol. Gaz.* **28**: 183–202.
- ROBINSON R.A. & SUTHERLAND W.J. 2002: Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. — *J. Appl. Ecol.* **39**: 157–176.
- RUNDLOF M., BENGTTSSON J. & SMITH H.G. 2008: Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. — *J. Appl. Ecol.* **45**: 813–820.
- SCHMIDT M.H., ROSCHEWITZ I., THIES C. & TSCHARNTKE T. 2005: Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. — *J. Appl. Ecol.* **42**: 281–287.
- SHIELDS E.J., TESTA A., NEUMANN G., FLANDERS K.L. & SCHROEDER P.C. 2009: Biological control of alfalfa snout beetle with a multi-species application of locally-adapted persistent entomopathogenic nematodes: the first success. — *Am. Entomol.* **55**: 250–257.
- SJÖDIN N.E., BENGTTSSON J. & EKBOM B. 2008: The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. — *J. Appl. Ecol.* **45**: 763–772.
- SKALOŠ J. 2006: Patterns and changes of intensively utilised agricultural landscape in the Czech Republic between 1937 and 2002, aerial photography analysis. — *Ekologia* **21**: 232–248.
- SKALOŠ J., WEBER M., LIPSÝ Z., TRPÁKOVÁ I., ŠANTRŮČKOVÁ M., UHLÍŘOVÁ L. & KUKLA P. 2011: Using old military survey maps and orthophotograph maps to analyse long-term land cover changes – Case study (Czech Republic). — *Appl. Geogr.* **31**: 426–438.
- SLÁMA M.E.F. 1998: [*Longhorn Beetles (Cerambycidae) of Czech Republic and Slovakia (Beetles – Coleoptera).*] By the author, Krhanice, 383 pp. [in Czech, general parts bilingual Czech/German].
- SMRECZYŃSKI S. 1965: Coleoptera: Curculionidae: Apioninae. *Identification Keys to Insects of Poland, Part 19, Vol 98a.* Polish Entomological Society, Warszawa, 80 pp. [in Polish].
- SMRECZYŃSKI S. 1966: Coleoptera: Curculionidae: Otiorrhynchinae, Brachyderinae. *Identification Keys to Insects of Poland, Part 19, Vol 98b.* Polish Entomological Society, Warszawa, 130 pp.
- SMRECZYŃSKI S. 1968: Coleoptera: Curculionidae: Tanymericinae, Cleoninae, Tanyrhynchinae, Hylobiinae. *Identification Keys to Insects of Poland, Part 19, Vol 98c.* Polish Entomological Society, Warszawa, 106 pp.
- SMRECZYŃSKI S. 1972: Coleoptera: Curculionidae: Curculioninae: Dryophthorini, Cossonini, Bagoiini, Tanysphyrini, Notarini, Smicronychini, Ellescini, Acalyptini, Tychiini, Anthonomini, Curculionini, Pissodini, Magdalini, Trachodini, Rhynchophorini, Cryptorhynchini. *Identification Keys to Insects of Poland, Part 19, Vol 98d.* Polish Entomological Society, Warszawa, 195 pp.
- STANOVSKÝ J. & PULPÁN J. 2006: *Carabid beetles of Silesia (north-eastern Moravia).* Muzeum Beskyd, Frýdek-Místek, 159 pp. [in Czech, general parts bilingual Czech/German, English abstract].
- STOATE C., BOATMAN N.D., BORRALHO R., RIO CARVALHO C., DE SNOO G. & EDEN P. 2001: Ecological impacts of arable intensification in Europe. — *J. Environ. Manag.* **63**: 337–365.
- 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. — *J. Environ. Manag.* **91**: 22–46.
- STRONG D.R., LAWTON J.H. & SOUTHWOOD T.R.E. 1984: *Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms.* Blackwell, Oxford, 313 pp.
- ŠUSTEK Z. 1981: [Carrion beetles of Czechoslovakia (Coleoptera, Silphidae).] — *Zprávy Čs. Společ. Entomol. ČSAV. Klíče k určování hmyzu* **2**: 46 pp. [in Czech].
- TANABE S.-I., KHOLIN S.K., CHO Y.-B., HIRAMATSU S.-I., OHWAKI A., KOJI S., HIGUCHI A., STOROZHENKO S.Y., NISHIHARA S., ESAKI K., KIMURA K. & NAKAMURA K. 2008: A higher-taxon approach with soil invertebrates to assessing habitat diversity in East Asian rural landscapes. In Hong S.-K., Nakagoshi N., Fu B.J. & Morimoto Y. (eds): *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas: Linking Man and Nature Systems.* Springer, Dordrecht, pp. 163–177.
- TER BRAAK 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, NY.
- TESAŘ Z. 1957: *Lamellicornia, Vol. 2: Scarabeidae, Laparosticti.* Fauna of Czechoslovakia 11. Czechoslovak Academy of Sciences, Praha, 343 pp. [in Czech, German and Russian abstr.].
- THIELE H.U. 1977: *Carabid Beetles in their Environments. A Study on Habitat Selection by Adaptation in Physiology and Behaviour.* Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 369 pp.
- TISCHLER W. 1949: *Grundzüge der terrestrischen Tierökologie.* Friedrich Vieweg, Braunschweig, 219 pp.
- VU L.V. 2009: Diversity and similarity of butterfly communities in five different habitat types at Tam Dao National Park, Vietnam. — *J. Zool.* **277**: 15–22.
- WARCHALOWSKI A. 1971: Coleoptera: Chrysomelidae: Donacinae, Orsodacninae, Criocerinae, Clytrinae, Cryptocephalinae, Lamprosomatinae, Eumolpinae. *Identification Keys to Insects of Poland, Part 19, Vol 94a.* Polish Entomological Society, Warszawa, 114 pp.

- WARCHALOWSKIA. 1973: Coleoptera: Chrysomelidae: Chrysomelinae, Galerucinae. *Identification Keys to Insects of Poland, Part 19, Vol 94b*. Polish Entomological Society, Warszawa, 97 pp.
- WILSON J.S., GRISWOLD T. & MESSINGER O.J. 2008: Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: Are pan traps sufficient? — *J. Kans. Entomol. Soc.* **81**: 288–300.
- WOODCOCK B.A., PYWELL R.F., ROY D.B., ROSE R.J. & BELL D. 2005: Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. — *Biol. Conserv.* **125**: 193–202.

Received April 22, 2014; revised and accepted May 12, 2015  
Prepublished online June 10, 2015

APPENDIX 1. Functional characteristics of beetle species and their abundances in samples collected from patches subjected to different levels of mowing.

Taxon	Habitat <sup>a</sup>	Trophic group <sup>b</sup>	Mobility <sup>c</sup>	Level of mowing <sup>d</sup>				Total abundance
				1	0.5	0.25	0	
Anthicidae								
<i>Notoxus monoceros</i>	O	C	2	0	0	0	1	1
Brentidae								
<i>Apion frumentarium</i>	O	H	2	0	0	0	3	3
<i>Ischnoptera pions virens</i>	O	H	2	0	1	0	0	1
Buprestidae								
<i>Anthaxia helvetica</i>	M	N	2	0	3	0	3	6
<i>Anthaxia quadripunctata</i>	M	N	2	28	19	2	26	75
Cantharidae								
<i>Cantharis fusca</i>	G	C	2	2	0	0	17	19
<i>Cantharis nigricans</i>	G	C	2	0	0	0	6	6
<i>Rhagonycha fulva</i>	G	C	2	1	1	40	42	84
<i>Rhagonycha gallica</i>	F	C	2	0	0	0	1	1
<i>Rhagonycha lignosa</i>	F	C	2	0	0	0	2	2
Carabidae								
<i>Amara aenea</i>	O	H	2	0	0	0	1	1
<i>Amara aulica</i>	O	H	2	0	0	0	1	1
<i>Amara nitida</i>	G	H	2	0	0	0	1	1
<i>Carabus granulatus</i>	F	C	1	1	0	0	3	4
<i>Carabus scheidleri</i>	G	C	1	1	0	0	0	1
<i>Carabus violaceus</i>	G	C	1	0	0	0	1	1
<i>Dromius agilis</i>	F	C	2	1	0	0	0	1
<i>Harpalus affinis</i>	O	H	2	0	0	0	7	7
<i>Ophonus rufibarbis</i>	O	H	2	0	0	0	1	1
<i>Poecilus cupreus</i>	O	O	2	0	1	1	36	38
<i>Pseudophonus rufipes</i>	O	H	2	0	0	1	0	1
<i>Pterostichus melanarius</i>	G	C	1	0	0	0	1	1
<i>Pterostichus niger</i>	F	C	1	0	0	0	1	1
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	F	C	1	0	0	0	1	1
Cerambycidae								
<i>Agapanthia intermedia</i>	O	H	2	0	0	0	1	1
<i>Alosterna tabacicolor</i>	M	N	2	0	0	0	2	2
<i>Aromia moschata</i>	M	N	2	0	0	0	1	1
<i>Evodinus clathratus</i>	M	N	2	0	0	0	1	1
<i>Leptura maculicornis</i>	M	N	2	0	0	0	1	1
<i>Pseudovadonia livida</i>	M	N	2	0	0	0	2	2
<i>Stictoleptura rubra</i>	M	N	2	0	0	1	1	2
Chrysomelidae								
<i>Chrysolina fastuosa</i>	G	H	2	0	0	0	2	2
<i>Chrysolina oricalcia</i>	G	H	2	0	0	0	1	1
<i>Chrysolina staphylea</i>	O	H	2	0	0	0	1	1
<i>Cryptocephalus moraei</i>	M	H	2	12	17	2	112	143
<i>Cryptocephalus sericeus</i>	O	H	2	18	17	57	206	298
<i>Galeruca tanacetii</i>	O	H	1	0	0	2	6	8
<i>Galerucella tenella</i>	O	H	2	0	1	0	1	2
<i>Plateumaris consimilis</i>	O	H	2	0	0	0	3	3
Coccinellidae								
<i>Adalia bipunctata</i>	M	C	2	1	0	0	0	1
<i>Anatis ocellata</i>	F	C	2	1	0	0	0	1
<i>Chilocorus renipustulatus</i>	F	C	2	0	0	0	1	1
<i>Coccinella septempunctata</i>	O	C	2	3	9	6	46	64
<i>Harmonia axyridis</i>	G	C	2	0	4	0	1	5
<i>Hippodamia variegata</i>	O	C	2	0	0	0	1	1
<i>Propylea quatuordecimpunctata</i>	G	C	2	2	1	1	2	6
<i>Psyllobora vigintiduopunctata</i>	G	J	2	0	0	0	1	1

Taxon	Habitat <sup>a</sup>	Trophic group <sup>b</sup>	Mobility <sup>c</sup>	Level of mowing <sup>d</sup>				Total abundance
				1	0.5	0.25	0	
Cryptophagidae								
<i>Antherophagus nigricornis</i>	M	O	2	1	0	2	2	5
Curculionidae								
<i>Anthrenus rubi</i>	G	H	2	0	0	0	1	1
<i>Cionus tuberculatus</i>	G	H	2	0	0	0	1	1
<i>Hypera plantaginis</i>	O	H	2	0	0	0	1	1
<i>Otiorynchus ligustici</i>	O	H	1	0	1	0	1	2
<i>Sitona lineatus</i>	G	H	1	0	0	0	1	1
<i>Sitona sulcifrons</i>	G	H	1	0	0	0	1	1
<i>Trachyploeus bifoveolatus</i>	G	H	1	0	0	0	1	1
Elateridae								
<i>Agriotes obscurus</i>	O	H	2	0	0	0	10	10
<i>Agriotes ustulatus</i>	O	H	2	0	0	0	2	2
<i>Agrypnus murinus</i>	O	H	2	0	1	1	9	11
<i>Athous haemorrhoidalis</i>	G	H	2	0	0	0	3	3
<i>Ctenicera pectinicornis</i>	O	H	2	0	0	0	2	2
<i>Selatosomus aeneus</i>	F	H	2	0	0	0	3	3
Geotrupidae								
<i>Anoplotrupes stercorosus</i>	F	S	2	0	0	1	27	28
<i>Odontopus armiger</i>	O	J	1	0	0	0	1	1
<i>Trypocopris vernalis</i>	G	S	2	1	0	1	2	4
Histeridae								
<i>Margarinotus striola</i>	G	D	2	0	0	0	1	1
Hydrophilidae								
<i>Anacaena globulus</i>	G	C	2	0	0	0	1	1
Kateretidae								
<i>Brachypterus glaber</i>	G	N	2	0	2	0	0	2
Lampyridae								
<i>Lampyris splendida</i>	G	–	1	0	4	0	5	9
Leiodidae								
<i>Anisotoma humeralis</i>	F	J	2	0	0	0	1	1
Melyridae								
<i>Dasytes obscurus</i>	G	N	2	0	0	1	3	4
Oedemeridae								
<i>Chrysanthia viridissima</i>	M	N	2	0	0	0	2	2
<i>Oedemera virescens</i>	O	N	2	1	1	0	12	14
Scarabaeidae								
<i>Aphodius rufipes</i>	O	S	2	0	0	0	2	2
<i>Oxythyrea funesta</i>	O	N	2	2	10	17	56	85
<i>Phyllopertha horticola</i>	G	H	2	2	0	0	139	141
<i>Serica brunnea</i>	O	H	2	0	2	0	8	10
<i>Trichius fasciatus</i>	M	N	2	0	0	0	1	1
Silphidae								
<i>Nicrophorus humator</i>	F	D	2	0	0	0	2	2
<i>Nicrophorus interruptus</i>	O	D	2	0	0	1	5	6
<i>Nicrophorus investigator</i>	G	D	2	0	0	0	3	3
<i>Nicrophorus vespillo</i>	O	D	2	12	2	11	130	155
<i>Nicrophorus vespilloides</i>	F	D	2	0	3	5	54	62
<i>Oiceptoma thoracicum</i>	F	D	2	1	0	1	5	7
<i>Phosphuga atrata</i>	G	C	1	3	0	0	17	20
<i>Silpha carinata</i>	F	C	1	1	5	3	105	114
<i>Silpha obscura</i>	G	C	1	0	10	1	40	51
<i>Silpha tristis</i>	G	C	1	0	6	29	10	45
<i>Thanatophilus sinuatus</i>	O	D	2	4	3	3	44	54
<i>Thanatophilus rugosus</i>	O	D	2	0	2	0	1	3
Staphylinidae								
<i>Ontholestes murinus</i>	O	C	2	0	2	0	1	3
<i>Ontholestes tessellatus</i>	G	C	2	0	0	0	1	1
<i>Oxyporus rufus</i>	G	C	2	0	0	0	1	1
<i>Philonthus marginatus</i>	O	C	2	0	0	0	1	1

<sup>a</sup> Forest species are abbreviated as (F), open habitat species as (O), species with preference for transitional stages, mosaics of open habitats, shrubs and trees as (M), habitat generalists as (G). <sup>b</sup> Herbivorous species are abbreviated as (H), pollen and nectar feeders as (N), carnivores as (C), saprophagous species as (S), necrophagous as (D), fungivorous as (J) and omnivorous as (O). <sup>c</sup> Local, sedentary species including weakly mobile brachypterous beetles were categorized as (1), vagile species with high mobility as (2). <sup>d</sup> The intensity of mowing is coded as: 1, 0.5, 0.25, 0 (for more details see Data arrangement in M & M).

## **Příloha II**

**Rada S., Mazalová M., Šipoš J., Kuras T. (2014):** Impacts of mowing, grazing and edge effect on Orthoptera of submontane grasslands: Perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology* 62: 123–138.

### **Scientometrie časopisu dle Web of Science:**

Polish Journal of Ecology

$IF_{(2014)} = 0,567$

Kategorie a kvartil<sub>(2014)</sub>: Ecology, Q4

Stanislav RADA\*, Monika MAZALOVÁ, Jan ŠIPOŠ, Tomáš KURAS

Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science,  
Palacký University in Olomouc, Tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc, Czech Republic,  
\*e-mail: stanislav.rada@seznam.cz (corresponding author)

## IMPACTS OF MOWING, GRAZING AND EDGE EFFECT ON ORTHOPTERA OF SUBMONTANE GRASSLANDS: PERSPECTIVES FOR BIODIVERSITY PROTECTION

**ABSTRACT:** Semi-natural grasslands managed by mowing and grazing are an important part of European landscape. Orthopterans are considered to be an appropriate indicator to assess the impact of agricultural management on grassland ecosystems. We studied effects of mowing, grazing and two kinds of edges on Orthoptera of submontane hay meadows and pastures in the Hrubý Jeseník Mts. (Czech Republic). Using sweep netting and pan trapping, we sampled orthopteran assemblages associated with the farmland managed for at least five years under Czech agri-environmental schemes. In total we collected 2253 individuals of orthopterans representing 14 species. The short-term impacts of mowing and grazing were tested by multivariate ordination analyses. The results indicate that mowing significantly decreased Orthoptera species abundance. Conversely, the response of orthopterans to grazing was not statistically significant and appeared to be species-specific. The abundance of acridid *Gomphocerippus rufus* increased substantially with grazing, which is in contrast with its negative response to mowing. The negative influence of mowing on grassland inhabitants can be mitigated by lower mowing frequency and by providing temporary uncut refuges. The results of generalized linear models showed significant increase of both species richness and total abundance of Orthoptera towards the baulks. Therefore, the refuges should be established primarily along grass baulks or similar types of permanent grassy edges.

As a general rule an effort should be made when managing grasslands to ensure the highest habitat heterogeneity.

**KEY WORDS:** baulk, edge distance, grasshoppers, grassland ecosystems, management, meadow, pasture, Czech Republic

### 1. INTRODUCTION

Mowing and grazing are prevailing types of management essential for maintenance of semi-natural grasslands. Grasslands cover substantial part of European landscape and host large number of (often endangered) species (Stoate *et al.* 2009, Hoste-Danyłow *et al.* 2010), therefore grasslands are of crucial importance for biodiversity. Nevertheless, agricultural intensification and abandonment of land caused large-scale decline in grassland biodiversity in last decades (Benton *et al.* 2003, Báldi *et al.* 2005, Batáry *et al.* 2007, Stoate *et al.* 2009, Čížek *et al.* 2012). Efforts have been made to mitigate this damage, particularly through richly funded agri-environmental schemes [AES]. However, existing practises with these schemes and their contribution to improve biodiversity are doubtful (Kleijn and Sutherland 2003, Kleijn *et al.* 2006, Knop *et al.* 2006, Konvička *et al.* 2008, Blomqvist

*et al.* 2009, Stoate *et al.* 2009). Thus there is an urgent need to study the response of grassland ecosystems to performed management and to obtain knowledge on how to manage grasslands aiming to maintain diversified invertebrates communities. These play the key role in provision of essential ecosystem services like pollination, decomposition and sustainable soil fertility (Tscharntke *et al.* 2005, Balvanera *et al.* 2006, Potts *et al.* 2009).

Orthopterans are one of the major groups associated primarily with grassland ecosystems (Marini *et al.* 2009a, Keßler *et al.* 2012) and represent an important part of the food chain. They consume substantial amounts of plant biomass (Köhler *et al.* 1987, Blumer and Diemer 1996, Zhong-Wei *et al.* 2006) and are also a common source of food for other invertebrate and vertebrate predators (Belovski and Slade 1993, O'Leske *et al.* 1997, Gardner and Thompson 1998, Danner and Joern 2004). According to numerous studies, orthopterans are good indicators of the ecosystem health (Báldi and Kisbenedek 1997, O'Leske *et al.* 1997, Andersen *et al.* 2001, Kruess and Tscharntke 2002, Kampmann *et al.* 2008, Fartmann *et al.* 2012). The bioindicative potential of Orthoptera can be used for the assessment of various types of management conducted on agricultural grasslands; the resultant findings will contribute to the knowledge of how to maintain grassland ecosystems taking into account the conservation of biodiversity.

Both grazing and mowing provoke aboveground biomass removal, although grazing is a selective pressure while mowing affects the vegetation equally (Catorci *et al.* 2011). Moreover, the grazing can create small patches with bare ground as a result of cattle movement across the pasture (Mládek *et al.* 2006, Rosenthal *et al.* 2012). Therefore, the responses of plant and animal communities to each treatment were found predominantly distinctive (Stammel *et al.* 2003, Oertli *et al.* 2005, Saarinen and Jantunen 2005, Kampmann *et al.* 2008, Catorci *et al.* 2011, Fabriciusová *et al.* 2011, Rosenthal *et al.* 2012). Catorci *et al.* (2011) have even found characteristic pattern in the distribution of plant functional traits between grazed sites and those treated with mowing.

Short-term responses of orthopteran assemblages to mowing were studied in several places in Europe and were found to be predominantly negative (Gardiner and Hill 2006, Gardiner and Hassall 2009, Humbert *et al.* 2010, Čížek *et al.* 2012). In long-term view, higher intensity of mowing management negatively affects both orthopteran species richness and abundance (Marini *et al.* 2008, 2009a, b). In contrast, the negative influence of abandonment (complete absence of mowing) was also observed (Marini *et al.* 2009c). Impacts of grazing on Orthoptera were analysed several times, but often with mixed or ambiguous outcomes (Fielding *et al.* 2001, Kruess and Tscharntke 2002, O'Neill *et al.* 2003, Batáry *et al.* 2007, O'Neill *et al.* 2010). The influences of grazing appear to depend on a diversity of factors, including the weather (Fielding *et al.* 2001) and grazing intensity (Kruess and Tscharntke 2002, Fabriciusová *et al.* 2011).

Edge effects are a broad problem which have been often studied and discussed from different points of view (Ries *et al.* 2004). Some studies examined the topic of edges with Orthoptera as targeted taxa (*e.g.* Guido and Gianelle 2001, Ewers and Didham 2006). However, to our knowledge, there are no studies based on the analysis of the effects of edge character and distance from the edge, on orthopterans, in relation to the grassland management.

The aim of this study was to evaluate the short-term impacts of mowing and grazing on Orthoptera assemblages of submontane grasslands and to analyse the influences of edge character and distance. We expected the impact of mowing to be predominantly negative (by causing decline in the abundance; *e.g.* Humbert *et al.* 2010), whereas the impact of grazing moderately positive (according to Mládek *et al.* 2006). We were further interested in the role of edges in this relation. Positive influence of both grassy and tree edges was expected, since the beneficial effect of landscape features is largely accepted (Merckx *et al.* 2009, Ryszkowski *et al.* 2009). Based on our findings, we propose recommendations for a "biodiversity-friendly" management of grasslands. These proposals are novel since the management effects were assessed in combination with edge impacts on orthopteran abundance and species richness.



## 2. STUDY AREA

This study was performed in the submontane area of the Hrubý Jeseník Mts., in the north-eastern part of the Czech Republic, neighbouring Poland. The altitude varied from 730 to 830 m above sea level. The mean annual temperature is 6.5°C and long-term annual average rainfall is 900 mm (Tolasz 2007). All study patches were situated close to each other in a grassland area of approximately 180 ha, almost completely surrounded by forest (GPS: 50°6'37.91"N, 17°3'17.48"E).

We selected 12 study patches which differed in management (mowing, grazing or both) and in timing of the treatments. As the agricultural management of the area was financially supported by the Czech AES, each type of management fulfilled its conditions, meaning that the grazing intensity had to be lower than 1.5 cattle ha<sup>-1</sup> (specifically it fluctuated from 0.82 to 0.84 cattle ha<sup>-1</sup>) and the meadows were not fertilised. The meadows are managed by a single local farmer; all of them were cut once a year using rotary mower without conditioner (cutting height 6 cm). The majority of patches lied on gentle slopes, but two were on plain grounds. The patches were delimited by distinct boundaries – belts of trees, forest edges or baulks. For purpose of our study we considered two types of edge: 1) “baulks”, *i.e.* grassy edges (these were formed by strips of set-aside land, which was mown only sporadically, often with recently planted trees; 2) “tree edges”, *i.e.* belts of grown trees or forest edges. Average size of the individual patches was about 3 ha (the smallest covered the area of 0.6 ha, the largest the area of 6.7 ha).

The area was mown gradually in six steps between 29<sup>th</sup> of June 2010 and the 25<sup>th</sup> of August 2010. The cattle grazing started at the experimental pasture sites in mid-June and lasted for 30 days. Part of the patches was mown earlier, in the first week of July, and then grazed for approximately one month from the last term of August to the last week of September. The grassland area has been treated by the same way of management constantly for at least 5 years.

## 3. MATERIAL AND METHODS

### 3.1. Data collection

We sampled Orthoptera on the delimited patches in 2010. We recorded data on the performed management (*i.e.* timing of mowing and grazing) during regular field work. This information was supplied subsequently by the local farmer. The sampling was performed using two parallel methods: sweep netting and pan trapping.

Sweep netting is the most frequently used method for sampling Orthoptera (Gardiner *et al.* 2005). Representative numbers of sampling spots for each patch were derived from an area of particular patch (1 spot for 0.5 ha). For every sampling day we recorded 72 sampling spots in total, these were evenly and representatively spaced across the study patches. One sampling on a sampling spot comprised series of 10 sweeps. In the event of low and very low orthopteran numbers obtained, the number of sweeps was increased to 20 or 30, and then such outcomes were divided by 2 or 3, respectively. We used this technique in order to encompass all species. The diameter of the sweep net was 35 cm. The sweep netting was conducted during three visits (23<sup>rd</sup> of July, 15<sup>th</sup> of August and 19<sup>th</sup> of September 2010), always between 10 a.m. and 5 p.m. All three visits were carried out in suitable weather conditions (none to mild wind, no rain, minimum temperature 17°C).

Pan trapping is frequently used to sample flying insects (Moericke 1951, Duelli *et al.* 1999), but it can be successfully used also to sample Orthoptera (Evans and Bailey 1993). The principle of trapping is very similar to pitfall traps, also used to sample Orthoptera (Gardiner *et al.* 2005). The pan traps were plastic bowls 15 cm in diameter and 8 cm deep, half filled with preserving liquid (water solution of sodium chloride enriched with commercial detergent). They were placed on the ground and if necessary, the immediate surrounding was adjusted to avoid shading from vegetation. The pan traps were disposed in transects across all patches; totalling 77 traps. Transects ran from one edge of a particular patch to another, or directly through more patches and their edges together (formed by baulks or belts of trees). The distance between

each two traps was approximately 20 m; the distance in metres from the nearest grassy edge and the nearest tree edge was individually recorded for each trap. Some of the pan traps were placed directly into the edges. The samples were collected at approximately ten-day intervals (from 24<sup>th</sup> of July to 21<sup>st</sup> of September 2010; 10 collections in total).

Samples from pan traps were determined in the laboratory, adults were identified to the species level and nymphs to the family level. Sweep-netted individuals were determined directly in the field or later in the laboratory, the nomenclature follows Kočárek *et al.* (2005).

### 3.2. Statistical analyses

Multivariate analyses were performed with Canoco statistical software (version 4.5) for Windows (TerBraak and Šmilauer 2002). Data sets obtained from sweep netting and pan trapping were analysed separately. We constructed both models calculating the sums of the numbers for each sample (sum of all adults, sum of all nymphs and total number of all orthopterans in the sample) and those based on numbers within individual species, to examine response of the whole assemblage in more detail. Consequently, four

ordination models were constructed (model I: numbers of individuals of each species obtained by sweep netting, model II: numbers of individuals of each species obtained by pan trapping, model III: total numbers of orthopterans obtained by sweep netting, model IV: total numbers of orthopterans obtained by pan trapping).

The tested variables were mowing and grazing (explanatory variables) and numbers of individuals within orthopteran species (dependent variables). Mowing and grazing were scaled according to the gradual diminishing effect of the treatment. Therefore, the categories of the management variables were distinguished arbitrary by the number of days past after the treatment as follows: 3 (0–10 days after the treatment), 2 (11–30 days), 1 (31–60 days) and 0 (more than 60 days or without treatment). We defined these categories in an effort to depict approximate time of sward regrowth. The covariables included in the analyses were time (coded as the number of days passed from the beginning of the year) and the specific study patch (1 to 12) where the sampling took place.

Species with the number lower than 1% of the total number of individuals were excluded from the analyses (Table 1). Some pan

Table 1. Numbers of individuals of orthopteran species and groups collected during the sampling period by both used methods. Species excluded from the analysis because of low abundances are marked by asterisks. Used nomenclature follows Kočárek *et al.* (2005).

Species and groups	Sweep netting	Pan trapping
<i>Chorthippus apricarius</i> (Linné, 1758)	16	32
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linné, 1758)	77	75
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825) *	2	2
<i>Chorthippus paralellus</i> (Zetterstedt, 1821)	80	54
<i>Chrysochraon dispar</i> (Germar, 1834)	48	88
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay 1826)	27	89
<i>Gomphocerippus rufus</i> (Linné, 1758)	93	120
<i>Omocestus viridulus</i> (Linné, 1758)	57	306
<i>Tetrix undulata</i> (Sowerby, 1806) *	2	5
<i>Decticus verrucivorus</i> (Linné, 1758) *	6	1
<i>Metrioptera brachyptera</i> (Linné, 1761) *	3	3
<i>Metrioptera roeselii</i> (Hagenbach, 1822)	40	13
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (De Geer, 1773) *	2	9
<i>Tettigonia cantans</i> (Füssly, 1775) *	8	5
Acrididae nymph	560	401
Tettigoniidae nymph	2	27
Nymphs total	562	428
Adults total	461	802
Total	1023	1230

traps were occasionally damaged by wild animals grazing on the meadows (e.g. deer, boars etc.). These samples reached less than 7% of total number of samples and were calculated as the average number of individuals of each species in the remaining pan traps at the correspondent sampling date.

Detrended correspondence analysis (DCA; Hill and Gauch 1980) was used to reveal a length of gradients in community dataset (using Canoco). The gradients in models I and II were long ( $> 3.5$ ), hence a canonical correspondence analysis (CCA; Ter Braak 1986) was used for subsequent analyses and graphical exploration, according to Ter Braak and Šmilauer (2002). The gradients in models III and IV were short ( $< 3.5$ ), therefore a redundancy analysis (RDA; Legendre and Anderson 1999) was used. CCA analyses were conducted with biplot scaling focused on inter-species distances; RDA analyses were conducted with scaling focused on inter-species correlations, species scores were divided by standard deviation and species were centred. We used the raw species data for the analyses. The ordination models were tested by Monte-Carlo permutation test assigned with restriction to temporal structure and block defined by covariables. Altogether 5000 permutations were used for full model. Forward selection procedure was used to test environmental variables. Furthermore, generalized linear models (GLM) with Poisson distribution and link function log were constructed to reveal individual responses of species. These analyses were computed by CanoDraw 4.0 for Windows; the best fitting models were selected according to Akaike's Information Criterion (AIC).

To test the impacts of patch edges on number of species and total number of Orthoptera we used data obtained only by pan trapping. We tested the impacts of baulks (i.e. grassy edges) and tree edges (edges formed by a belt of grown trees or forest margins) separately, using generalized linear models with link function log. Standard errors were corrected by quasi-poisson model. The effects of the explanatory variables were tested by the analyses of deviance using F-test. These analyses were performed on the open source statistical computing environment R version 2.14.1 (R Development Core Team 2011).

## 4. RESULTS

The number of individuals caught by both sampling methods totalled 2253, representing 14 orthopteran species. The most abundant species were *Omocestus viridulus* (Linné, 1758) and *Gomphocerippus rufus* (Linné, 1758). For detailed information see Table 1.

To find out the impacts of grassland management on the total number of orthopterans and on the numbers of representatives within individual species we constructed four ordination models. Testing of the ordination axes revealed all the constructed models (I–IV) to be statistically significant. Testing of the explanatory variables (mowing and grazing) showed statistically significant influence of mowing but not grazing in all four models ( $P < 0.05$ ). For overall results of models, see Tables 2–5 and Figure 1.

### 3.1. Mowing and grazing

Response of orthopteran assemblage and individual reaction of species to mowing and grazing were explored by generalized linear models. These models were constructed for all species but only significant ( $P < 0.05$ ) results of GLMs are presented (Figs 2–3). Numerical characteristics of presented GLMs are listed in APPENDIX. According to the results of GLMs, the whole orthopteran assemblage, consisting of both adults and nymphs, showed a unimodal response to mowing (Fig. 3A). Number of individuals generally tended to decline both immediately after the mowing and later in the season after full recovery of the swards. In other words, orthopterans reached the maximum numbers in half-renewed vegetation. In addition, numbers of individuals within species declined with increasing effect of mowing in the majority of the cases (Figs. 2A, B, 3C), i.e. the effect of mowing was most apparent immediately after the treatment. The only exception of the latter mentioned trend represent the responses of two grasshopper species, *Euthystira brachyptera* (Ocskay, 1826) and *Chorthippus paralellus* (Zetterstedt, 1821), to which numbers increased towards the date of the treatment (Fig. 3C).

In contrast to mowing, we did not find general trends in grazing effect on the level of

Table 2. Results of model I – CCA model of numbers of individuals within species (obtained by sweep netting) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant *P*-values are given in bold.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.032	0.007	0.550	0.454
Species-environment correlations	0.300	0.141	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues		2.775		
Sum of all canonical eigenvalues		0.039		
Significance of the model (test on I. canonical axis)	F = 2.377		<i>P</i> < <b>0.05</b>	
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 1.449		<i>P</i> = 0.121	
Permutation test on variable “mowing”	F = 2.170		<i>P</i> < <b>0.05</b>	
Permutation test on variable “grazing”	F = 0.730		<i>P</i> = 0.561	

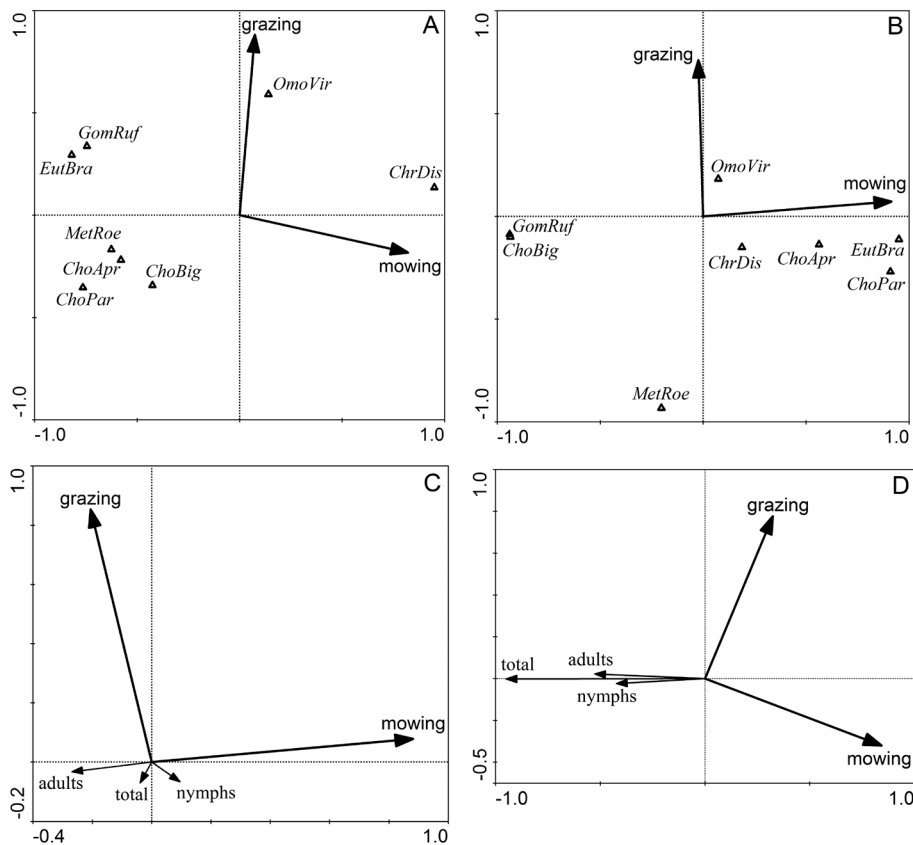


Fig. 1. Ordination diagrams of CCA model I (A), CCA model II (B), RDA model III (C) and RDA model IV (D) – numbers of individuals within species depending on mowing and grazing (represented by time past from treatment). Numbers of individuals were obtained by sweep netting (A, C) and pan trapping (B, D). ChoApr = *Chorthippus apricarius*, ChoBig = *Chorthippus biguttulus*, ChoPar = *Chorthippus paralellus*, ChrDis = *Chrysochraon dispar*, EutBra = *Euthystira brachyptera*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*, OmoVir = *Omocestus viridulus*.

Table 3. Results of model II – CCA model of numbers of individuals within species (obtained by pan trapping) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant *P*-values are given in bold.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.023	0.002	0.329	0.325
Species-environment correlations	0.287	0.092	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues		1.986		
Sum of all canonical eigenvalues		0.025		
Significance of the model (test on I. canonical axis)	F = 8.665		<b>P &lt; 0.05</b>	
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 4.721		<b>P &lt; 0.05</b>	
Permutation test on variable “mowing”	F = 8.640		<b>P &lt; 0.01</b>	
Permutation test on variable “grazing”	F = 0.810		P = 0.618	

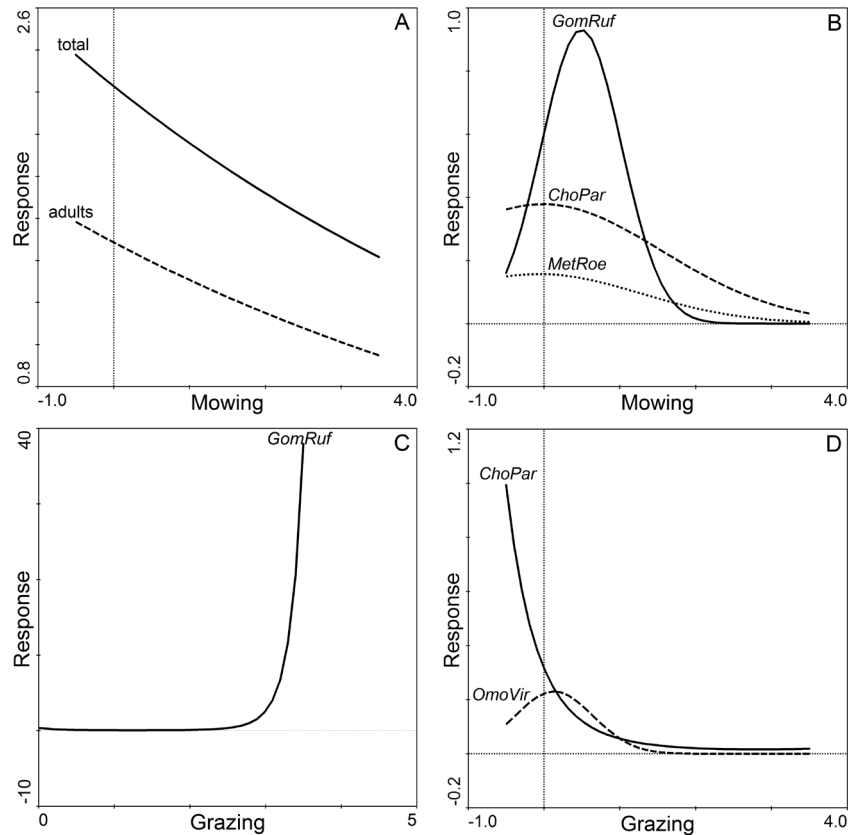


Fig. 2. Generalized linear models of response of Orthoptera species to moving and grazing effect (represented by time past from treatment). GLM A was derived from RDA model IV (pan trapping); B, C, D were derived from CCA model I (sweep netting). Linear (A) or quadratic (B, C, D) function and Poisson distribution were used. ChoPar = *Chorthippus paralellus*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*, OmoVir = *Omocestus viridulus*.

Table 4. Results of model III – RDA model of sum of Orthoptera numbers (obtained by sweep netting) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant *P*-values are given in bold.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.042	0.002	0.577	0.101
Species-environment correlations	0.281	0.096	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues			0.722	
Sum of all canonical eigenvalues			0.044	
Significance of the model (test on I. canonical axis)	F = 12.40		<b><i>P</i> &lt; 0.01</b>	
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 6.480		<b><i>P</i> &lt; 0.01</b>	
Permutation test on variable “mowing”	F = 11.72		<b><i>P</i> &lt; 0.01</b>	
Permutation test on variable “grazing”	F = 1.220		<i>P</i> = 0.261	

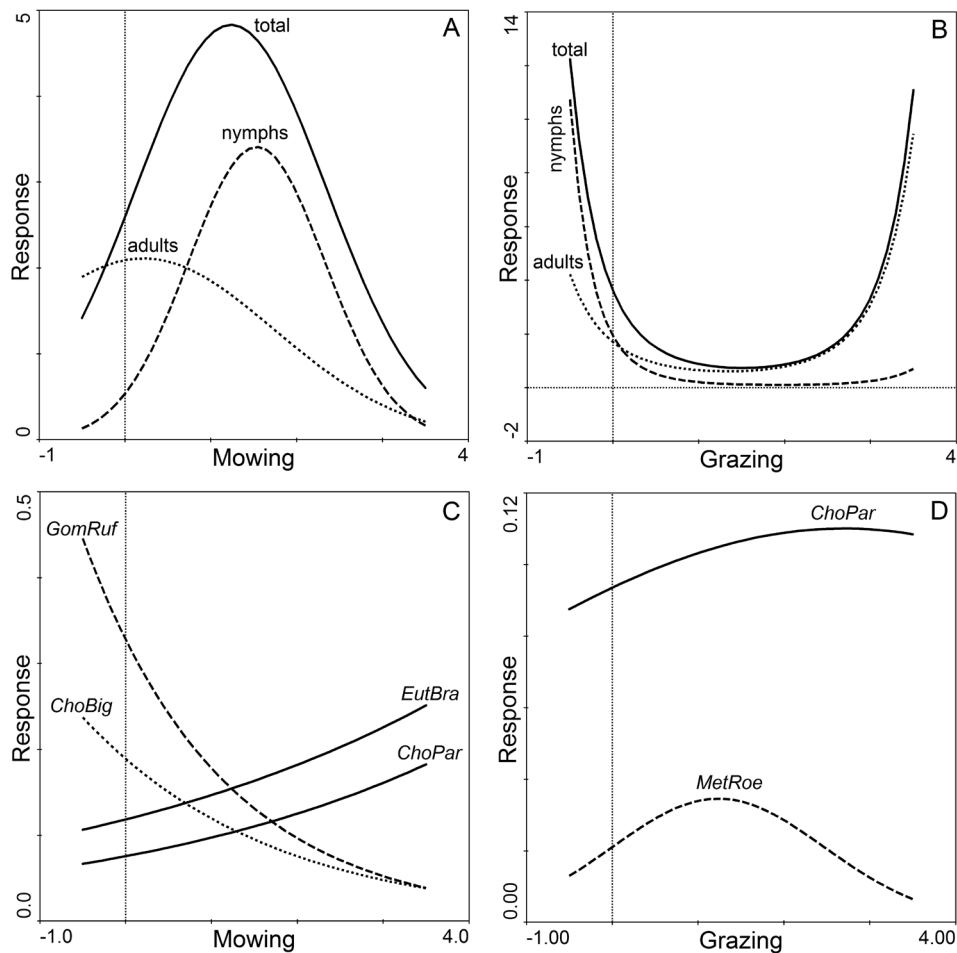


Fig. 3. Generalized linear models of response of Orthoptera species to mowing and grazing effects (represented by time past from treatment). GLMs A, B were derived from RDA model III (sweep netting); C, D were derived from CCA model II (pan trapping). Linear (C) or quadratic (A, B, D) function and Poisson distribution were used. ChoBig = *Chorthippus biguttulus*, ChoPar = *Chorthippus paralellus*, EutBra = *Euthystira brachyptera*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*.

the whole orthopteran assemblage. GLM derived from RDA model III (Fig. 3B) depicts a bimodal response of orthopteran assemblage to grazing. Orthopterans reached maximum numbers both immediately after grazing and later in the season. Ordination diagrams (Fig. 1) indicate predominantly negative effect to the assemblage, but not clearly. In contrast, one of these models (Fig. 1A) also points to a positive response of *O. viridulus* to grazing. Nevertheless, this finding was not supported by GLMs which does not show statistically significant response of *O. viridulus*. In general terms, response of orthopterans to grazing was species-specific and mostly weak (Figs 2D, 3D). In the case of *Ch. parallelus* we found the opposite trends in numbers of individuals calculated by models I and II. The positive response of *G. rufus* to grazing (Fig. 2C) contrasts with its negative response to mowing (Figs 2B, 3C).

### 3.2. Distance to edges

Analysis of the interactions between both number of species and total number of orthopterans and distance to patch edges showed statistically significant effects of baulks (*i.e.* grassy edges). In contrast, the impact of distance from tree edges (*i.e.* belts of trees or forest edges) was not statistically significant (for overall results see Table 6). Figure 4 depicts a negative interaction between number of species and numbers of individuals respectively and increasing distance to the baulk. Both characteristics increased towards the grassy edges.

## 4. DISCUSSION

### 4.1. Impact of mowing

Our data show negative short-term impacts of mowing on Orthoptera. This finding concurs with results of other authors (Gardiner and Hill 2006, Braschler *et al.* 2009, Gardiner and Hassall 2009, Humbert *et al.* 2010, Fabriciusová *et al.* 2011). Decrease in numbers is caused mainly by immediate mortality during the process of mowing (Gardiner and Hill 2006, Humbert *et al.* 2010). According to Humbert *et al.* (2010), the mechanized mowing pro-

cess kills 65–85% of orthopterans in an assemblage. Decrease in numbers after mowing is also caused by a higher risk of predation (Braschler *et al.* 2009) and unsuitable microclimatic conditions (Gardiner and Hassall 2009), which result in higher mortality and emigration (Gardiner and Hassall 2009, Humbert *et al.* 2010).

The unimodal response of Orthoptera assemblage (Fig. 3A) can be explained by the gradual change of the vegetation structure. Numbers of Orthoptera perhaps drop during the treatment and immediately after it. Then it may slowly increase together with gradual recovery of sward, enabling recolonization of previously abandoned patches. Moreover, higher probability of “being caught” in medium height vegetation may contribute to the trend, since sweep netting is much easier there, than in tall structured vegetation (Gardiner *et al.* 2005). This effect should be particularly strong for small nymphs (Fig. 3A). The explanation of the trend by means of methodical artefact is further supported by comparing Figure 3A with Figure 2A (which depicts results from pan trapping method).

Other models document clearer negative impact of mowing on orthopteran assemblage (Figs 1C, 1D, 2A) and on individual species (Figs 2B, 3C). According to our data, the most sensitive species to mowing appears to be *G. rufus* (Figs 2B, 3C). Negative responses of this grasshopper are interesting particularly in comparison with an inverse response to grazing (see next section). GLM conducted for data obtained by pan trapping (Fig. 3C) demonstrates an increase in numbers of two common grasshopper species *E. brachyptera* and *C. parallelus* towards the strongest mowing effect. Such trend immediately after mowing is questionable, because mowing causes high mortality and emigration (Gardiner and Hill 2006, Humbert *et al.* 2010). We suggest that surviving grasshoppers tried to escape from danger of predation and overheating (Gardiner and Hassall 2009), therefore they showed higher dispersal. Intensified mobility then may lead to higher probability of falling into pan traps. Therefore, we consider the increase in numbers shown on Figure 3C to be a methodical artefact.

#### 4.2. Impact of grazing

The bimodal response of the assemblage to grazing shown on Figure 3B is probably caused by the species-specific impacts of grazing on Orthoptera, due to the increased numbers within some species and decline within others under the same grazing management. Different reactions of diverse orthopteran species to grazing had been previously noticed (O'Neill *et al.* 2003, 2010, Batáry *et al.* 2007).

Grasshopper species *G. rufus* showed a positive response to grazing (Fig. 2C), this species may benefit from a disturbed structure of the sward and from small patches of bare ground which are created by the movement of cattle. *G. rufus* typically prefers warmer and dryer habitats (Ingrisch and Köhler 1998), such conditions may be induced by cattle grazing. The vegetation is locally disturbed including sometimes the soil surface, this leads to severe warming and drying of particular patches. This could positively enhance the population of *G. rufus* and its activity. The positive response of this species to grazing contrasts with its negative response to mowing (Figs. 2B, 3C). Mowing creates different, probably not as suitable conditions as in grazing environments. In addition to this, high mortality was previously observed in mowed habitats (Humbert *et al.* 2010, 2012).

Weak and unclear responses of other species (Figs 1A, B, 2D, 3D) are in accordance with no statistical significance found from grazing in the ordination models for the whole

assemblage and with low proportion of variability explained by this factor (Tables 2–5). The possible reasons for this may be the small proportion of plots managed by grazing compared to mowing. Another explanation, concurring with results of other recent studies, focused on the influence of arthropods by grassland management (Batáry *et al.* 2007, 2008), might be the low intensity of grazing performed in the study area.

Impacts of grazing are generally harder to assess than the ones of mowing. Some studies consider these impacts to be negative (Kruess and Tscharntke 2002), others found grazing to have positive effects on biodiversity (Holmes *et al.* 1979), but also insignificant impacts were observed by Batáry *et al.* (2007). We concur that the rate of influence can differ between particular orthopteran species (O'Neill *et al.* 2003, 2010, Batáry *et al.* 2007), with grazing intensity (Kruess and Tscharntke 2002, Fabriciusová *et al.* 2011) or along the gradients of external factors, for example weather in a season (Fielding *et al.* 2001).

#### 4.3. Impact of edges

Our data uncovered a relationship between distance to the grassland edge and both the total number of orthopteran species and individuals. Whereas distance to the tree edge had no significant impact on orthopterans, distance to the baulk (*i.e.* grassy edge) significantly affected orthopteran assemblage (Table 6). Number of species and total number of Orthoptera tend to increase towards

Table 5. Results of model IV – RDA model of sum of Orthoptera numbers (obtained by pan trapping) depending on the management (mowing and grazing). Statistically significant *P*-values are given in bold.

Axis	1	2	3	4
Eigenvalues	0.012	0.000	0.633	0.180
Species-environment correlations	0.135	0.007	0.000	0.000
Sum of all eigenvalues			0.824	
Sum of all canonical eigenvalues			0.012	
Significance of the model (test on I. canonical axes)	F = 5.365		<b><i>P</i> &lt; 0.05</b>	
Significance of the model (test on all canonical axes)	F = 10.72		<b><i>P</i> &lt; 0.05</b>	
Permutation test on variable “mowing”	F = 9.300		<b><i>P</i> &lt; 0.05</b>	
Permutation test on variable “grazing”	F = 1.420		<i>P</i> = 0.146	



Table 6. Results of testing of dependence of number of species and total number of individuals of Orthoptera on distance to baulks (= grassy edges) and tree edges (= belt of trees or forest edge). Statistically significant *P*-values are given in bold.

Parameter	Variable	Value	SE	DF	t-value	<i>P</i> -value
Species richness	(intercept)	0.196	0.087	600	2.243	<0.05
	baulk distance	-0.008	0.001	600	-4.868	<b>&lt;0.001</b>
	(intercept)	-0.202	0.095	600	-2.128	<0.05
Total abundance	tree edge distance	0.001	0.002	600	0.317	0.751
	(intercept)	0.899	0.112	600	7.999	<0.001
	baulk distance	-0.008	0.002	600	-3.859	<b>&lt;0.001</b>
	(intercept)	0.516	0.124	600	4.174	<0.001
	tree edge distance	0.000	0.003	600	0.012	0.990

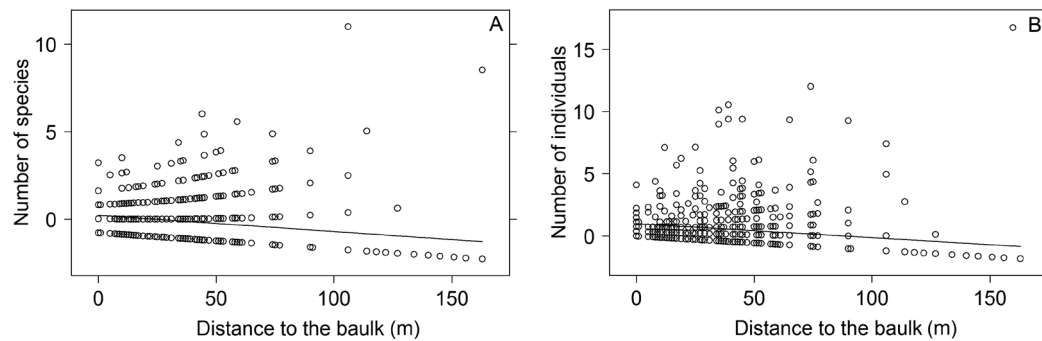


Fig. 4. Generalized linear models depicting an effect of distance (m) to grassy edges (= baulks) on number of Orthoptera species and number of Orthoptera individuals.

the baulk (Fig. 4). This novel finding indicates that baulks probably play the role of uncut refuge, *i.e.* the places where orthopterans can outlast the mowing event and from which they subsequently recolonize nearby grassland areas. The importance of uncut refuges to survive the mowing event has been recently reported (Humbert *et al.* 2012). Though, the detail view on the residuals (Fig. 4) reveals that the maximum numbers of orthopterans are not nested directly in the edge, but next to it. Thus we suggest that the value of baulks for Orthoptera consists not only as mowing refuges, but it also has other benefits for orthopterans. Most likely, the baulks promote orthopterans (and other invertebrate or vertebrate animals) by increasing habitat heterogeneity, this is widely accepted as a biodiversity booster (*e.g.* Benton *et al.* 2003).

Conversely, the impact of tree edges (*i.e.* belts of trees and forest edges) was found to be not significant. Here our results differ from those of Marini *et al.* (2009b) who regarded the presence of woody vegetation as benefi-

cial for orthopterans. Marini *et al.* (2009b) saw the potential benefits of woody vegetation in providing refuges against mowing; however, the woody vegetation in that study was rather sparse, contrastingly in our investigations the woody edges were represented by dense formations of trees. Hence we believe that these edges hardly provide refuges for grassland species of Orthoptera.

### 5. CONCLUSIONS

Our study contributes to the knowledge of the effects of agricultural management on grassland invertebrates. Using the Orthoptera as a model taxa, we examined the role of mowing and cattle grazing in enhancing the community structure and species abundances in short time-scale. We found clearly negative response in the majority of orthopteran species manifested as a decline in numbers. In contrast, impacts of extensive grazing were not statistically significant. Although some ordination diagrams indicated negative influence,

the response of whole assemblage to grazing appeared to be species-specific, without uniform trend. Amongst all examined species the grasshopper *Gomphocerippus rufus* stood out, the species showed clear positive response to grazing and, simultaneously, negative response to mowing. Our study also brought evidence for the importance of local landscape structure. We found significant positive effect of baulks (grassy edges) on both number of Orthoptera species and individuals.

The negative impact of mowing can be mitigated by lower mowing frequency (Braschler *et al.* 2009, Marini *et al.* 2009b, Humbert *et al.* 2010), postponement of mowing (Wettstein and Schmid 1999, Marini *et al.* 2008, Gardiner and Hassall 2009) and by uncut strips of vegetation left (Braschler *et al.* 2009, Marini *et al.* 2008, 2009b, Humbert *et al.* 2010, Čížek *et al.* 2012, Humbert *et al.* 2012). Advantages of grazing lie in a more gradual impact of the treatment and in the creation of a diverse range of microhabitats (Mládek *et al.* 2006). Increased grazing pressure has usually harmful impacts (Kruess and Tscharntke 2002, Kampmann *et al.* 2008, Fabriciusová *et al.* 2011), still some authors regard irregular grazing as the best grassland management for promoting biodiversity (Kruess and Tscharntke 2002, Fabriciusová *et al.* 2011). Despite negative effects of mowing and grazing management, there is desirable to keep in mind that the very existence of the grasslands depends on it (Marini *et al.* 2009c, Čížek *et al.* 2012).

We have shown that number of species and individuals of Orthoptera increased towards grassy edges (baulks). The present study brought two fundamental findings: 1) we emphasized the importance of uncut refuges (recently established by Humbert *et al.* 2012); 2) our data support the hypothesis that orthopterans benefit from the presence of baulks as constituent of habitat heterogeneity. These findings can be related also to other less mobile arthropods (beetles, caterpillars or spiders) and might provide even general implication for other invertebrate and vertebrate taxa (Humbert *et al.* 2012).

Based on our findings, we recommend: (i) to leave uncut grass refuges until the next mowing event. These refuges should

be placed primarily along baulks or another types of grassy edge. Leaving of the uncut strips along dense woody edge appears to be less effective for grassland fauna. However, it can be beneficial for ecotonal mechanisms (Ries *et al.* 2004) and it can be practical for farmers; (ii) to establish permanent linear features (*e.g.* grass baulks) which can substantially increase the biological value of agroecosystems, primarily in the conditions of Central European farmlands, recently affected by agricultural intensification. In our opinion, the most important target of modern environmental-friendly grassland management is to avoid uniformity and to ensure habitat heterogeneity.

**ACKNOWLEDGEMENTS:** We are much obliged to I. Pur, the nature-friendly-thinking owner of the farmland where the survey took place. A. Gouveia kindly checked our English. Last but not least we thank two anonymous referees and editor for useful suggestions. The research was partially supported by grant VaV SP/2D3/155/08 from the Ministry of the Environment of the Czech Republic.

## 6. REFERENCES

- Andersen A.N., Ludwig J.A., Lowe L.M., Rentz D.C.F. 2001 – Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park – *Austral. Ecol.* 26: 213–222.
- Báldi A., Kisbenedek T. 1997 – Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary – *Agr. Ecosyst. Environ.* 66: 121–129.
- Báldi A., Batáry P., Erdős S. 2005 – Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands – *Agric. Ecosyst. Environ.* 108: 251–263.
- Balvanera P., Pfisterer A.B., Buchmann N., He J.-S., Nakashizuka T., Raffaelli D., Schmid B. 2006 – Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services – *Ecol. Lett.* 9: 1146–1156.
- Batáry P., Orci K.M., Báldi A., Kleijn D., Kisbenedek T., Erdős S. 2007 – Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain – *Basic Appl. Ecol.* 8: 280–290.
- Batáry P., Báldi A., Samu F., Szúts T., Erdős S. 2008 – Are spiders reacting to local

- or landscape scale effects in Hungarian pastures? – *Biol. Conserv.* 141: 2062–2070.
- Belovski G.E., Slade J.B. 1993 – The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community – *Oikos*, 68: 193–201.
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. 2003 – Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188.
- Blomqvist M.M., Tamis W.L.M., de Snoo G.R. 2009 – No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes – *Basic Appl. Ecol.* 10: 368–378.
- Blumer P., Diemer M. 1996 – The occurrence and consequences of grasshopper herbivory in an alpine grassland, Swiss central Alps – *Arctic Alpine Res.* 28: 435–440.
- Braschler B., Marini L., Thommen G.H., Baur B. 2009 – Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study – *Ecol. Entomol.* 34: 321–329.
- Catorci A., Ottaviani G., Ballelli S., Cesaretti S. 2011 – Functional differentiation of central Apennine grassland under mowing and grazing disturbance regimes – *Pol. J. Ecol.* 59: 115–128.
- Čížek O., Zámečník J., Tropek R., Kočárek P., Konvička M. 2012 – Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows – *J. Insect Conserv.* 16: 215–226.
- Danner B.J., Joern A. 2004 – Development, growth, and egg production of *Ageneotettix deorum* (Orthoptera: Acrididae) in response to spider predation risk and elevated resource quality – *Ecol. Entomol.* 29: 1–11.
- Duelli P., Obrist M.K., Schmatz D.R. 1999 – Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects – *Agric. Ecosyst. Environ.* 74: 33–64.
- Evans E.W., Bailey K.W. 1993 – Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling – *J. Kans. Entomol. Soc.* 66: 214–222.
- Ewers R.M., Didham R.K. 2006 – Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects – *J. Appl. Ecol.* 43: 527–536.
- Fabriciusová V., Kaňuch P., Krištín A. 2011 – Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western Carpathians – *Biologia*, 66: 1127–1133.
- Fartmann T., Krämer B., Stelzner F., Poniowski D. 2012 – Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland – *Ecol. Indic.* 20: 337–344.
- Fielding D.J., Brusven M.A., Shafii B., Price W.J. 2001 – Spatial heterogeneity of low-density populations of *Melanoplus sanguinipes* (Orthoptera: Acrididae) associated with grazing and vegetation treatments – *Can. Entomol.* 133: 843–855.
- Gardiner T., Hassall M. 2009 – Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? – *J. Insect Conserv.* 13: 97–102.
- Gardiner T., Hill J. 2006 – Mortality of Orthoptera caused by mechanised mowing of grassland – *Br. J. Entomol. Nat. Hist.* 19: 38–40.
- Gardiner T., Hill J., Chesmore D. 2005 – Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems – *J. Insect Conserv.* 9: 151–173.
- Gardner K.T., Thompson D.C. 1998 – Influence of avian predation on a grasshopper (Orthoptera: Acrididae) assemblage that feeds on threadleaf snakeweed – *Environ. Entomol.* 27: 110–116.
- Guido M., Gianelle D. 2001 – Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area – *Acta Oecol.* 22: 175–185.
- Hill M.O., Gauch H.G. 1980 – Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique – *Vegetatio*, 42: 47–58.
- Holmes N.D., Smith D.S., Johnston A. 1979 – Effect of Grazing by Cattle on the Abundance of Grasshoppers on Fescue Grassland – *J. Range Manage.* 32: 310–311.
- Hoste-Danyłow A., Romanowski J., Żmihorski M. 2010 – Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland – *Agri. Ecosys. Environ.* 139: 129–133.
- Humbert J.Y., Ghazoul J., Richner N., Walter T. 2010 – Hay harvesting causes high orthopteran mortality – *Agr. Ecosyst. Environ.* 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 – *Biol. Conserv.* 152: 96–101.
- Ingrisch S., Köhler G. 1998 – Die Heuschrecken Mitteleuropas – Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 461 pp.
- 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 – *J. Nat. Conserv.* 16: 12–25.
- Keßler T., Cierjacks A., Ernst R., Dziock F. 2012 – Direct and indirect effects of ski run management on alpine Orthoptera – *Biodivers. Conserv.* 21: 281–296.
- Kleijn D., Sutherland W.J. 2003 – How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity – *J. Appl. Ecol.* 40: 947–969.
- Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Diaz M., De Esteban J., Fernandez F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Johl R., Knop E., Kruess A., Marshall E.J.P., Steffan-Dewenter I., Tscharnkte T., Verhulst J., West T.M., Yela J.L. 2006 – Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries – *Ecol. Lett.* 9: 243–254.
- Knop E., Kleijn D., Herzog F., Schmid B. 2006 – Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity – *J. Appl. Ecol.* 43: 120–127.
- Kočárek P., Holuša J., Vidlička L. 2005 – Blattaria, Mantodea, Orthoptera & Dermaptera of the Czech and Slovak Republics – *Kabourek, Zlín*, 348 pp.
- Köhler G., Brodhun H.-P., Schaller G. 1987 – Ecological energetics of Central European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) – *Oecologia*, 74: 112–121.
- Konvička M., Beneš J., Čížek O., Kopeček F., Konvička O., Vítáz L. 2008 – How too much care kills species: grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of the *Colias myrmidone* butterfly from its former stronghold – *J. Insect. Conserv.* 12: 519–525.
- Kruess A., Tscharnkte T. 2002 – Grazing intensity and the diversity of Orthoptera, butterflies and trap-nesting bees and wasps – *Conserv. Biol.* 16: 1570–1580.
- Legendre P., Anderson M.J. 1999 – Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments – *Ecol. Monographs* 69: 1–24.
- Marini L., Fontana P., Scotton M., Klimek S. 2008 – Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps – *J. Appl. Ecol.* 45: 361–370.
- Marini L., Fontana P., Klimek S., Battisti A., Gaston K.J. 2009a – Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps – *Biol. Conserv.* 142: 394–403.
- Marini L., Fontana P., Battisti A., Gaston K.J. 2009b – Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach – *Insect Conserv. Diver.* 2: 213–220.
- Marini L., Fontana P., Battisti A., Gaston K.J. 2009c – Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows – *Agric. Ecosyst. Environ.* 132: 232–236.
- Merckx T., Feber R.E., Riordan P., Townsend M.C., Bourn N.A.D., Parsons M.S. *et al.* 2009 – Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes – *Agr. Ecosyst. Environ.* 130: 177–182.
- Mládek J., Pavlů V., Hejcman M., Gaisler J. (eds.) 2006 – Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích [Grazing as a tool for maintenance of grasslands in protected areas] – VÚRV, Praha, 104 pp. (in Czech)
- Moericke V. 1951 – Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflanzblattlaus *M. ersicae* (Sulz) – *Nachrbl. Dtsch. Pflzschutzd.* 3: 23–24.
- Oertli S., Muller A., Steiner D., Breitenstein A., Dorn S. 2005 – Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape – *Biol. Conserv.* 126: 195–205.
- O'Leske D.L., Robel R.J., Kennen E.K. 1997 – Sweepnet-collected invertebrate biomass from high- and low-input agricultural fields in Kansas – *Wildlife Soc. B.* 25: 133–138.
- O'Neill K.M., Olson B.E., Rolston M.G., Wallander R., Larson D.P., Seibert C.E. 2003 – Effects of livestock grazing on rangeland grasshopper (Orthoptera: Acrididae) abundance – *Agr. Ecosyst. Environ.* 97: 51–64.
- O'Neill K.M., Olson B.E., Wallander R., Rolston M.G., Seibert C.E. 2010 – Effects of Livestock Grazing on Grasshopper Abundance on a Native Rangeland in Montana – *Environ. Entomol.* 39: 775–786.
- Potts S.G., Woodcock B.A., Roberts S.P.M., Tscheulin T., Pilgrim E.S., Brown V.K., Tallowin J.R. 2009 – Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands – *J. Appl. Ecol.* 46: 369–379.
- R Development Core Team 2011 – R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ries L., Fletcher R.J., Battin J., Sisk T.D. 2004 – Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 491–522.

- Rosenthal G., Schrautzer J., Eichberg C. 2012 – Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe – *Tuexenia* 32: 167–205.
- Ryszkowski L., Karg J., Glura M. 2009 – Influence of agricultural landscape structure on diversity of insect communities – *Pol. J. Ecol.* 57: 697–713.
- Saarinen K., Jantunen J. 2005 – Grassland butterfly fauna under traditional animal husbandry: Contrasts in diversity in mown meadows and grazed pastures – *Biodivers. Conserv.* 14: 3201–3213.
- Stammel B., Kiehl K., Pfadenhauer J. 2003 – Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing – *Appl. Veg. Sci.* 6: 245–254.
- 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 – *J. Environ. Manag.* 91: 22–46.
- TerBraak C.J.F. 1986 – Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis – *Ecology*, 67: 1167–1179.
- 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.
- Tolasz R. (ed.) 2007 – Atlas podnebí Česka [Atlas of the Czech climate] – ČHMÚ, Praha & Vydavatelství UP, Olomouc.
- Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C. 2005 – Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management – *Ecol. Lett.* 8: 857–874.
- Wettstein W., Schmid B. 1999 – Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers – *J. Appl. Ecol.* 36: 363–373.
- Zhong-Wei G., Hong-Chang L., Ya-Ling G. 2006 – Grasshopper (Orthoptera: Acrididae) biodiversity and grassland ecosystems – *Insect Sci.* 13: 221–227.

*Received after revision July 2013*

## APPENDIX

Numerical characteristics of presented generalized linear models (statistically significant results only).

Model	Predictor	Species* or group	Regression coefficients			F	P	AIC
			for intercept	for predictor				
			B	B	B <sup>2</sup>			
I	mowing	GomRuf	-0.504	1.761	-1.791	0.89	< 0.001	371.7
I	mowing	ChoPar	-0.972	-0.009	-0.200	3.43	<0.05	188.2
I	mowing	MetRoe	-1.854	-0.041	-0.273	3.29	<0.05	98.9
I	grazing	GomRuf	-1.045	-3.370	1.345	5.03	<0.01	394.1
I	grazing	ChoPar	-1.153	-2.108	0.373	3.56	<0.05	187.9
I	grazing	OmoVir	-1.500	0.491	-1.882	3.89	<0.05	147.9
II	mowing	EutBra	-2.133	0.215		4.17	<0.05	428.9
II	mowing	GomRuf	-1.115	-0.612		9.08	<0.005	992.2
II	mowing	ChoBig	-1.668	-0.459		6.67	0.01	570.2
II	mowing	ChoPar	-2.583	0.252		5.31	<0.05	306.9
II	grazing	ChoPar	-2.369	0.121	-0.022	0.02	<0.05	314.2
II	grazing	MetRoe	-3.861	0.805	-0.326	0.03	<0.05	117.7
III	mowing	total	0.953	1.006	-0.407	6.00	<0.005	940.9
III	mowing	adults	0.738	0.090	-0.214	9.11	< 0.001	411.0
III	mowing	nymphs	-0.631	2.420	-0.788	16.21	< 0.001	913.9
III	grazing	total	1.282	-2.100	0.692	3.57	<0.05	964.0
III	grazing	adults	0.523	-1.545	0.582	3.74	<0.05	432.7
III	grazing	nymphs	0.650	-3.054	0.791	3.59	<0.05	1050.8
IV	mowing	total	0.801	-0.130		6.47	0.01	2244.6
IV	mowing	adults	0.396	-0.128		4.24	<0.05	2080.0

\*: ChoBig = *Chorthippus biguttulus*, ChoPar = *Chorthippus paralellus*, ChrDis = *Chrysochraon dispar*, EutBra = *Euthystira brachyptera*, GomRuf = *Gomphocerippus rufus*, MetRoe = *Metrioptera roeselii*, OmoVir = *Omocestus viridulus*

## **Příloha III**

**Rada S., Štěpánová L., Losík J., Šipoš J., Holuša J., Kuras T. (2015):** How does *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acrididae) cope on the northern edge of its distribution? A demographical study of a completely isolated population. *European Journal of Entomology* 112: 486–492.

### **Scientometrie časopisu dle Web of Science:**

European Journal of Entomology

IF<sub>(2015)</sub> = 0,954

Kategorie a kvartil<sub>(2015)</sub>: Entomology, Q3

## How does *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acrididae) cope on the northern edge of its distribution? A demographical study of a completely isolated population

STANISLAV RADA<sup>1</sup>, LUCIE ŠTĚPÁNOVÁ<sup>1</sup>, JAN LOSÍK<sup>1</sup>, JAN ŠIPOS<sup>2,3</sup>, JAROSLAV HOLUŠA<sup>4</sup> and TOMÁŠ KURAS<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc, Šlechtitelů 27, 783 71 Olomouc - Holice, Czech Republic; e-mails: stanislav.rada@seznam.cz; polesanka@gmail.com; jan.losik@gmail.com; kurast@seznam.cz

<sup>2</sup>Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Ostrava, Chittussiho 10, 710 00 Slezská Ostrava, Czech Republic; e-mail: jsipos@seznam.cz

<sup>3</sup>Global Change Research Centre, Academy of Sciences of the Czech Republic, Bělidla 986/4a, 603 00 Brno, Czech Republic

<sup>4</sup>Department of Forest Protection and Entomology, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences, Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6 - Suchbátka, Czech Republic; e-mail: HolusaJ@seznam.cz

**Key words.** Orthoptera, Acrididae, *Oedipoda germanica*, endangered grasshopper, population size, survival, temperature

**Abstract.** We studied a population of the Red-winged grasshopper *Oedipoda germanica*, which is a highly stenotypic and endangered species in Central Europe. The locality studied is completely isolated and at the northern limit of this species distribution (north-west of the Czech Republic). We used capture-mark-recapture in 3 consecutive years (2008–2010). We estimated the total population size using POPAN software to be 136 adults in 2008, 70 in 2009 and 122 in 2010. Estimated daily survival rate ( $\Phi$ ) ranged from 0.950 to 0.987. We constructed linear mixed models to test for apparent survival in relation to temperature data. Temperatures (i.e. mean air temperature and maximum air temperature) were found to have significant effects on survival. The population studied is small, isolated and thus threatened by extinction, as are other *O. germanica* populations at the northern limit of their distribution. The preservation of indigenous populations in their localities can be achieved by active management, including the removal of shrubs and trees.

### INTRODUCTION

The Red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Latreille, 1804) is a highly specialized (Wagner, 2000) and sedentary species (Zöller, 1995; Wagner, 2000). It ranges from the Pyrenees Mts in the west to the Crimea in the east, with the main part of its distribution in southern Europe (Wagner, 2000). The northern limit of this species distribution runs through the middle of Germany (northern Westphalia, Thuringia, south of Saxony-Anhalt) and the western part of the Czech Republic (Wagner, 2000; Holuša et al., 2009). The northern part of this species distribution is depicted in Fig. 1. Due to its habitat requirements, this species is threatened in the northern part of its distribution. *O. germanica* is considered to be critically endangered in both Germany (Ingrisch & Köhler, 1998a; Maier, 2003) and the Czech Republic (Holuša & Kočárek, 2005; Holuša et al., 2009).

This species is associated with xerothermic sites with minimal vegetation cover, typically sparse steppes or rocky slopes with a southern orientation, which suit the xerophilous and thermophilous requirements of this species (Wagner & Berger, 1996; Wagner, 2000). The imagoes may occasionally occur in dense vegetation, but will immediately return to areas with bare ground or rock (Zöller, 1995). *O. germanica* needs high temperatures for its reproduction and development (Wagner, 2000; Wagner et al., 2005) and at their northern limit these conditions can be found pre-

dominantly on southern slopes with low vegetation cover. Large part of recently occupied habitats is of anthropogenic origin or preserved by anthropogenic management (e.g. quarries or grazed hillsides; Wagner, 2000; Holuša et al., 2009).

The occurrence of *O. germanica* in the Czech Republic is restricted to several localities on Bohemian Karst [Český kras] near Prague and in the Central Bohemian Uplands [České středohoří] in north-western Bohemia (Fig. 2). On Bohemian Karst, there are 7 localities. In the central Bohemian uplands, there is now only a single locality on Košťál Hill as this species went extinct at other localities in this area during the 20<sup>th</sup> century (Holuša et al., 2009). Košťál Hill is 60 km away from the closest occupied locality. The maximum distance that *O. germanica* is recorded migrating in the literature is 500 m for a male (Zöller, 1995) and 204 m for a female (Wagner, 2000) and for the majority of individuals is much less, with a median life-long dispersal distance of around 30 m (Wagner, 2000; Zöller, 1995). Therefore, Košťál hill hosts a completely isolated and the northern-most population of *O. germanica* in the Czech Republic.

Populations on the edge of a species distribution are more likely to be threatened by extinction than central populations (Soulé, 1973; Lesica & Allendorf, 1995; Thomas et al., 1998). They often exist in less suitable conditions (Lesica & Allendorf, 1995) or are restricted to small areas of fa-



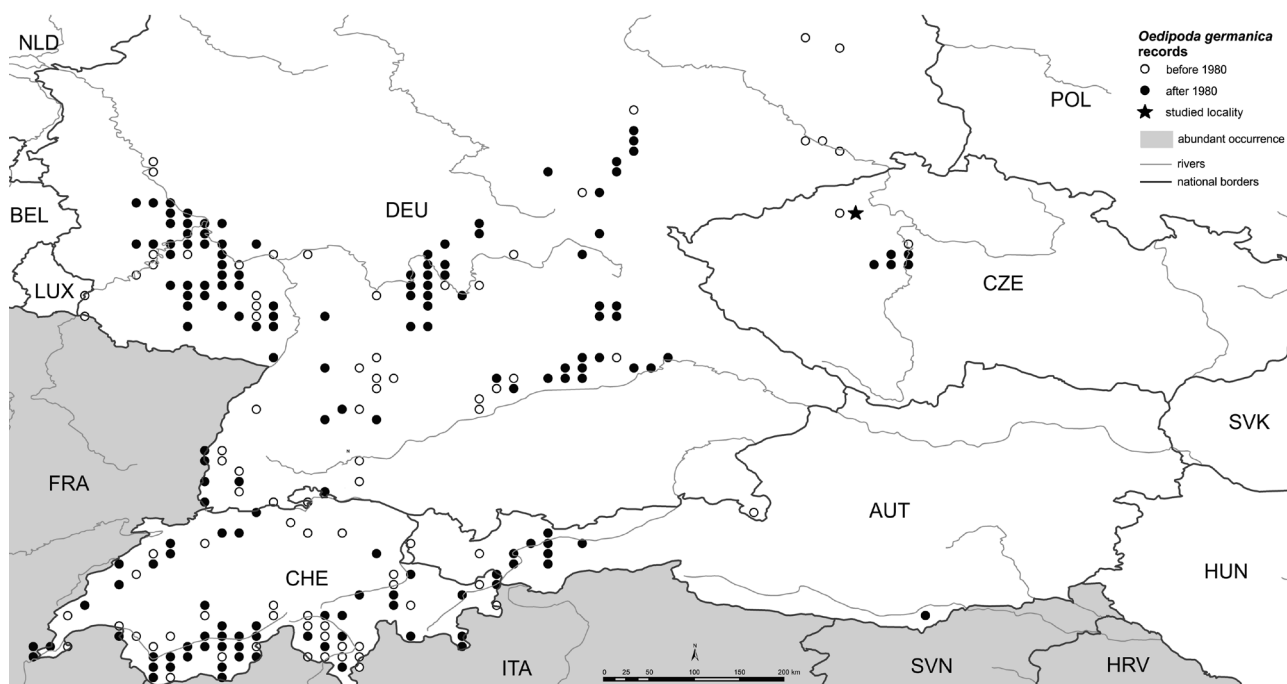


Fig. 1. Map showing the distribution of *Oedipoda germanica* in central Europe (according to Thorens & Nadig, 1997; Heller et al., 1998; Maas et al., 2002; Holuša et al., 2009; Zuna-Kratky, 2011). Position of the locality studied is indicated by a star.

vourable habitat (Lesica & Allendorf, 1995; Thomas et al., 1998). Isolation is common in such populations and also typical in species with reduced mobility (Lesica & Allendorf, 1995). Small population sizes and isolation of peripheral populations causes loss of genetic variation and related detrimental processes (Johannesson & André, 2006). On the other hand, the peripheral populations are of substantial conservation value in terms of gene-pool protection as well as evolution and future speciation, since they often differ genetically from central populations (Soulé, 1973; Lesica & Allendorf, 1995; Johannesson & André, 2006).

The locality of *Oedipoda germanica* on Košťál Hill hosts an isolated and unique population. Our aims were therefore: (1) To determine the demographic parameters of

this population, including mean daily survival rate ( $\Phi$ ), not previously recorded for this species; (2) for the first time, to test the effect of temperature on survival of *O. germanica* adults; (3) based on our findings and published data, to propose practical measures for protecting and conserving this species.

## METHODS

### Study site

We studied a single population of *O. germanica* on Košťál Hill in the south-western part of the Central Bohemian Uplands [České středohoří] (north-western Bohemia, Czech Republic). Košťál Hill (481 m a.s.l.; 50°29'25.16"N, 13°59'4.93"E; see Fig. 1, 2) is constituted of basaltic rocks with steep slopes and crags

TABLE 1. Dates when sampled with numbers of newly caught and recaptured grasshoppers and temperature. The temperatures (mean temp. and mean of maximum temp.) are those for the preceding sampling period with the standard error in brackets. We did not use the last sampling periods, because in each year no grasshoppers were recorded on the last sampling occasion.

2008	Date	22 <sup>nd</sup> July	4 <sup>th</sup> Aug	26 <sup>th</sup> Aug	10 <sup>th</sup> Sept	26 <sup>th</sup> Sept	20 <sup>th</sup> Oct	4 <sup>th</sup> Nov
	New catches	13	4	18	20	13	3	0
	Recaptures	0	0	5	8	7	1	0
	Mean temp.	n/a	18.88 (0.85)	15.55 (0.66)	15.07 (0.58)	6.71 (0.86)	8.09 (0.51)	n/a
	Max. temp.	n/a	25.23 (1.24)	20.99 (1.01)	21.01 (0.80)	10.24 (1.24)	12.04 (0.61)	n/a
2009	Date	14 <sup>th</sup> July	23 <sup>rd</sup> July	9 <sup>th</sup> Aug	24 <sup>th</sup> Aug	8 <sup>th</sup> Sept	28 <sup>th</sup> Sept	12 <sup>th</sup> Oct
	New catches	4	3	14	12	7	11	0
	Recaptures	0	4	2	10	9	5	0
	Mean temp.	n/a	16.93 (1.22)	13.39 (0.50)	16.36 (0.63)	15.17 (0.91)	13.01 (0.54)	n/a
	Max. temp.	n/a	24.34 (1.48)	22.82 (0.82)	22.71 (1.01)	21.66 (1.19)	18.19 (0.74)	n/a
2010	Date	5 <sup>th</sup> July	16 <sup>th</sup> July	10 <sup>th</sup> Aug	7 <sup>th</sup> Sept	23 <sup>th</sup> Sept	14 <sup>th</sup> Oct	30 <sup>th</sup> Oct
	New catches	4	23	33	15	13	0	0
	Recaptures	0	2	14	11	10	1	0
	Mean temp.	n/a	20.95 (1.40)	15.53 (0.56)	13.00 (0.83)	10.53 (0.51)	6.63 (0.49)	n/a
	Max. temp.	n/a	28.15 (1.60)	21.57 (0.88)	18.34 (1.00)	14.93 (0.80)	9.79 (0.60)	n/a

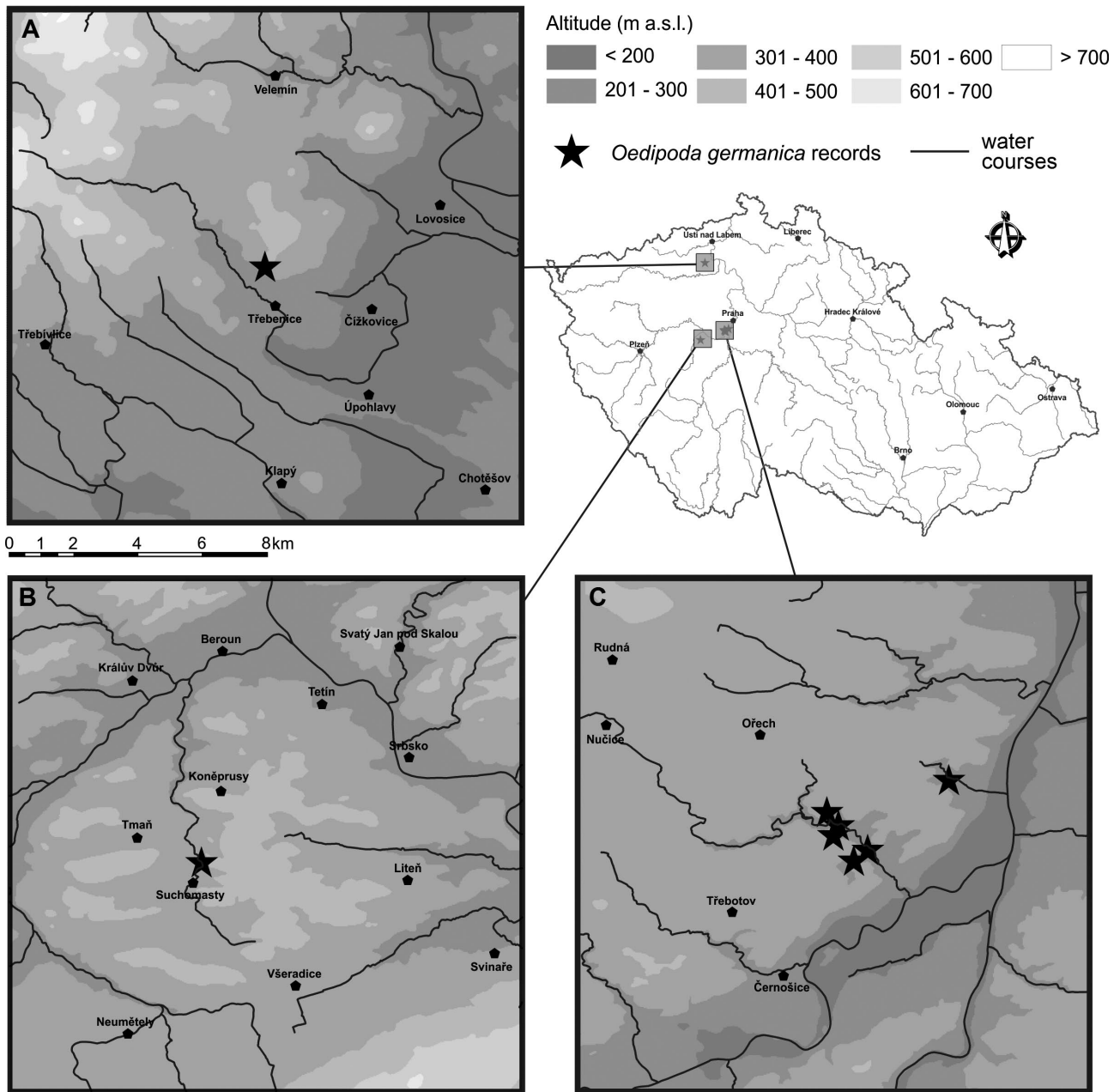


Fig. 2. Map showing the recent distribution of the *Oedipoda germanica* in the Czech Republic. There are 7 localities on Czech Karst (B, C), 6 of them near to each other (C). The locality studied (A) is completely isolated in the Central Bohemian Uplands.

(Fig. 3). The northern part of the hill is covered by forest; the southern part has a rocky character with steppe and forest-steppe mosaic. The south-eastern slope was formerly used as a quarry. Rocks and debris on the southern slopes accumulate a large amount of heat due to their direct exposure to sun shine; hence, the locality is an “island” of warmer microclimate within an otherwise cooler landscape matrix.

Plant and animal communities on Košťál Hill are typically xerothermic and include many protected and threatened species (Kuncová et al., 1999). The occurrence of *O. germanica* on Košťál Hill was recorded for the first time in 1980 (Čejchan, 1980). We measured the current extent of the locality using orthophoto maps (software ArcView) after direct inspection in field. Theoretically, the suitable habitat for *O. germanica* at this locality covers an area of approximately 0.53 ha, however, we were only

able to sample an area of 0.25 ha as much of the area was inaccessible because it consists of steep rocks and scarps (see Fig. 3).

#### Field methods

In order to assess the demographical parameters of the *O. germanica* population studied, we used capture-mark-recapture (CMR) over a period of 3 years (2008–2010). We used a strip of cloth on a rod to startle the cryptic grasshoppers, which resulted in them displaying their red hindwings and thus revealing their position. We then caught the specimens using an entomological net (40 cm in diameter) and marked them using a Uni Paint Marker. Each individual caught was marked with a unique combination of colours (red, yellow and green) and a particular number of transverse lines (1–9) on its forewings and then immediately released. Recaptures of already marked individuals were recorded. We only marked adult individuals.



Fig. 3. Košťál Hill, showing the locality of *Oedipoda germanica* studied.

There were 7 capture occasions each year, the first in July, when the imagoes began to appear and the last at the end of the adults-lifespan when no grasshoppers were recorded at this locality (October/November) (Table 1). Sampling was only done when weather conditions were suitable, i.e. sunny, little wind and high temperatures. Each sampling occasion lasted for from 2.5 to 3 h always between 10 a.m. and 2 p.m. (Central European Summer Time). By the end of the occasion, catches of already marked individuals often repeated, which indicated sufficient sampling effort.

We recorded temperatures directly at the locality in the first year (2008), but this was prevented thereafter due to an unexpected malfunction of our data logger. Instead of data-logger temperatures, we therefore used climatic data from the nearby meteorological observatory, Milešovka, which is situated 8.2 km away from the study site. We determined the correlation between temperatures measured simultaneously at both sites (the study locality and meteorological observatory) from the 5<sup>th</sup> August to the 20<sup>th</sup> October 2008. The mean daily temperature correlation was 0.939,  $R^2 = 0.882$  and the maximum daily temperature correlation was 0.878,  $R^2 = 0.771$ . Thus the weather at the two sites is clearly very similar. For the purpose of our analysis is important the synchronic trend in temperature in time (i.e. the differences in temperature between individual days), not the absolute temperature values.

#### Data analysis

We estimated the daily survival rate for each sampling period using the software Jolly, model A (Pollock et al., 1990). Model A considers both mortality and immigration in a computing algorithm. Despite the fact that our study site was isolated from any other locality, some animals could still migrate to inaccessible parts of the locality (see Study site). We therefore can only estimate *apparent survival* ( $\Phi$ ), i.e. the probability of surviving and remaining in the study area (Lebreton et al., 1992). Based on the mean daily survival rate, we calculated average residence time  $T_m$  (i.e. average number of days alive) for each year; using equation  $T_m = -(\ln \Phi)^{-1}$  according to Matsumoto (1985). We implemented the Schwarz and Arnason parameterization of the Jolly-Seber model (Schwarz & Arnason, 1996) to estimate the abundance of *O. germanica* adults on each sampling occasion. This approach also provides an estimate of the total number of individuals during one season. The estimates of abundances were calculated using the POPAN software incorporated in program MARK (White & Burnham, 1999). We used the values of the best selected model, which assumes a constant capture probability and temporal variation in the apparent survival probability ( $\Phi$ ) and probability of entry (*peni*) between sampling occasions.

We tested the effect of temperature on *O. germanica*'s survival rate using linear mixed models (LMM) constructed in software R 3.0.1. (R Core Team, 2013). As our study involved repeated measurements in time, we used the LMM in order to be able to

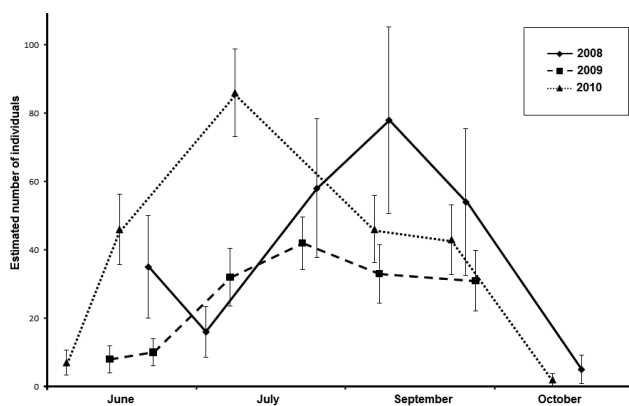


Fig. 4. Estimated numbers of individuals of *O. germanica* at the locality studied in each of the 3 years of this study. Value for each sampling occasion is given along with the standard error.

analyse all the data collected during this study together. The daily survival rate for each sampling period (i.e. a period between 2 sampling occasions; there were 6 sampling periods in each year) entered the analysis as a dependent variable, and the date of sampling nested within the year as a covariable (*random effect*) with the temperature values as predictors (*fixed effect*). We tested the effects of mean temperature (sum of mean daily temperatures in a sampling period divided by a number of days in the period) and mean of maximum temperatures (sum of maximum daily temperatures in a sampling period divided by a number of days in the period) separately. The residuals of the dependent variable were tested using t-statistic with Bonferonni correction in order to pinpoint the outliers, which led to exclusion of one value (test value  $-2.144$ ;  $p = 0.032$ ). The most appropriate transformation of predictors was selected by stepwise regression on the basis of the lower AIC (Akaike information criterion) value. Statistical significance of individual factors was tested using F-tests. In the LMM, separate regression coefficients were tested using t-tests.

## RESULTS

The estimated total population size at the locality was 136 (SE 28.5) adults in 2008, 70 (SE 8.5) in 2009 and 122 (SE 12.7) in 2010. The difference in the population size between 2008 and 2009 was about 49%, which indicates the population fluctuates from year to year. The trends in the population sizes of *O. germanica* recorded in the different years are depicted in Fig. 4. The maximum recorded live span of adults was 101 days, which was for a female marked on the 5<sup>th</sup> of July 2010 and recaptured for the last time on the 14<sup>th</sup> of October 2010 (note that it was the only individual observed on that sampling occasion).

Mean daily survival rate was 0.950 in 2008, 0.970 in 2009 and 0.987 in 2010. This entails an estimated average residence time (number of days alive) of 19 days in 2008, 32 days in 2009 and 76 days in 2010. The results

of the LMMs indicate a significant positive effect of both mean temperature and maximum temperature (i.e. mean of maximum temperatures) in a sampling period on the daily survival rate of *O. germanica* adults (Table 2). Used values of temperatures with their standard errors are given in Table 1.

## DISCUSSION

Over a period of three years (2008–2010) we studied an isolated population of *O. germanica* on Košťál Hill, in the Czech Republic. The size of the population was relatively small and fluctuating. We documented a positive relationship between temperature and survival of *O. germanica* adults for the first time. Based on our and other authors' findings, we propose several ways of improving the conservation of this endangered species.

### Population of *Oedipoda germanica*

The estimated total population size in each of the three years was about 100 individuals with high inter-seasonal fluctuations (difference in the population size between the years 2008 and 2009 was 49%). Minimum viable population (MVP) for most animal species is reported to be a few thousand individuals (Traill et al., 2007) and for insects even over 10,000 individuals (Griebeler & Gottschalk, 2000; Traill et al., 2007). Based on this, the size of the population studied is very small and potentially at a high risk of extinction. This is not in accordance with the finding of Wagner (2000), who calculated an MVP for *O. germanica* of only 20–80 females (or 40–160 individuals) which should provide a population survival probability of 95% over 20 years. Although the MVP can vary substantially across species and even populations (Flather et al., 2012; Jamieson & Allendorf, 2012), Wagner's estimate seems to be too optimistic. First, his results evidently refer to the *effective population size*, which usually includes only a small proportion of the whole population (Frankham, 1995). Secondly, his model used population values obtained under laboratory conditions, but survival in wild populations exposed to more variable conditions may be lower. Thirdly, an attempt to re-establish *O. germanica* in a suitable habitat near Jena ended by extinction of population with just slightly less initial level than Wagner's MVP (19 females) after 3 years (Wagner, 2000; Wagner et al., 2005).

Near its northern limit, *O. germanica* is found in small populations, usually below 300 individuals (Niehuis, 1991; Hess & Ritschel-Kandel, 1992; Sander, 1995; Zöller, 1995; Meineke & Menge, 1997; Klingelhöfer, 1998; Maier, 2003; Klusáčová, 2013; this study) or possibly around 1000 individuals (population in Steudnitz, see Wagner, 2000), which are well below the generally accepted MVPs

TABLE 2. Linear mixed models (LMM) of the effect of temperature on the daily survival rate of adults of *O. germanica*.

	Regression coefficient	Standard error	Df	t-value	p-value
Intercept	0.878	0.039	8	22.020	<0.001
Mean temperature	0.006	0.002	8	2.416	0.042
Intercept	0.870	0.043	8	20.192	<0.001
Max. temperature	0.005	0.002	8	2.429	0.041

for insects (Traill et al., 2007). At all of these peripheral localities, *O. germanica* occurs on isolated islands of specific thermophilic habitats, (Zöller, 1995; Wagner, 2000; Maier, 2003; Reinhardt et al., 2005), its dispersal ability is low (Zöller, 1995; Wagner, 2000) and the area of suitable habitat at these localities is very small, often below 1 ha (e.g. Wagner, 2000; Maier, 2003; Klusáčová, 2013). Thus populations of *O. germanica* near the northern limits of its range are similar and thus conservationists in Central Europe face the same problems when protecting this species. Many *O. germanica* populations in Central Europe went extinct during the 20<sup>th</sup> century (Köhler & Wagner, 2000; Wagner, 2000; Reinhardt et al., 2005; Holuša et al., 2009) and the threat of extinction remains for the rest of the populations.

#### Effect of temperature on survival and implications for *Oedipoda germanica* conservation

Our results indicate that the survival of *O. germanica* is very dependent on temperature (Table 2). Temperature is an important factor for grasshoppers as the whole of the Acrididae generally are thermophilic (Ingrisch & Köhler, 1998b). *O. germanica* is especially thermophilic (Zöller, 1995). Wagner (2000) reports that its eggs require 173 degree-days above 15°C to complete their development and the nymphs require high temperatures to grow. Wagner et al. (2005) point out, that both microclimatic temperatures and macroclimatic long-term temperatures are of particular importance for *O. germanica*. Our results are therefore in agreement with previous findings and extend them. To the best of our knowledge, this is the first report of the influence of temperature on the survival of *O. germanica* adults. We recorded a significantly positive relationship between temperature and the survival rate of *O. germanica* adults.

Shading of the vegetation modifies the microclimate unfavourably because the ground under such vegetation is cooler than unshaded ground (Monteith, 1975; Runyan et al., 2012) and therefore can adversely affect temperature-dependent survival. The overgrowing of localities due to changes in land use is considered to be a leading cause of local extinction or endangerment of *O. germanica* (e.g. Hess & Ritschel-Kandel, 1992; Zöller, 1995; Köhler & Wagner, 2000; Holuša et al., 2009). Consequently, in agreement with other authors (Niehuis, 1991; Hess & Ritschel-Kandel, 1992; Zöller, 1995; Maier, 2003), we recommend the removal of trees and shrubs from overgrown localities and subsequent control of succession. Grazing by goats and sheep, which in the past probably resulted in substantially larger areas of suitable habitat, is possibly the most suitable way of achieving this.

*O. germanica* is a rare habitat specialist with a low dispersal ability and therefore very susceptible to extinction (Reinhardt et al., 2005). Hence, this species deserves the attention of nature conservationist. An important part of *O. germanica* conservation is the preservation of isolated peripheral populations, which may have unique genetic adaptations (but see Reinhardt & Köhler, 2002) for survival in the less favourable conditions at the edges of its distribution. Thus, even the relatively small population as

on Košťál Hill should have a high priority in terms of conservation.

**ACKNOWLEDGEMENTS.** We are grateful to V. Beran, P. Moravec, O. Štěpán, I. Štěpánová, V. Štěpán, A. Vele, B. Honců, A. Ernst and M. Paclík for their helpful assistance with field work and data collection, to J. Trombik for his help in the preparation of the map showing the occurrence of *O. germanica* and to Ana Gouveia and A.F.G. Dixon for English language editing of the manuscript. Last but not least we thank the editor and a reviewer for their useful comments and advice. The research was partially supported by an internal grant from Palacký University number IGA\_PrF\_2015\_008.

#### REFERENCES

- ČEJCHAN A. 1980: [On the knowledge of orthopteroid insects (s.l.) of ČSSR.] — *Čas. Nár. Muz. Praha* **149**: 125–139 [in Czech, English abstr.].
- FLATHER C.H., HAYWARD G.D., BEISSINGER S.R. & STEPHENS P.A. 2011: Minimum viable populations: is there a ‘magic number’ for conservation practitioners? — *Trends Ecol. Evol.* **26**: 307–316.
- FRANKHAM R. 1995: Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. — *Genet. Res.* **66**: 95–107.
- GRIEBELER E.M. & GOTTSCHALK E. 2000: An individual based model of the impact of suboptimal habitat on survival of the grey bush cricket, *Platycleis albopunctata* (Orthoptera: Tettigoniidae). — *J. Insect Conserv.* **4**: 225–237.
- HELLER K.-G., KORSUNOVSKAYA O., RAGGE D.R., VEDENINA V., WILLEMSE F., ZHANTIEV R.D. & FRANTSEVICH L. 1998: Checklist of European Orthoptera. — *Articulata* **7**: 1–61.
- HESS R. & RITSCHEL-KANDEL G. 1992: Die Beobachtung der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) in Unterfranken als Beispiel für das Management einer bedrohten Art. — *Abh. Naturwiss. Ver. Würzburg* **33**: 75–102.
- HOLUŠA J. & KOČÁREK P. 2005: Orthoptera. In Farkač J., Král D., Škorpík M. (eds): *Red List of Threatened Species in the Czech Republic. Invertebrates*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp. 133–134 [in Czech, English abstr.].
- HOLUŠA J., MARHOUL P., ŠTĚPÁNOVÁ L. & KOČÁREK P. 2009: Occurrence of red winged grasshopper *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acridiidae) in the Czech Republic. — *Acta Mus. Mor. (Sci. Biol.) (Brno)* **94**: 15–21.
- INGRISCH S. & KÖHLER G. 1998a: Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s.l.). In Binot M., Bless R., Boye P., Gruntke H. & Pretscher P. (eds): *Rote Liste Gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, BfN, Bonn-Bad Godesberg, pp. 252–254.
- INGRISCH S. & KÖHLER G. 1998b: *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 460 pp.
- JAMIESON I.G. & ALLENDORF F.W. 2012: How does the 50/500 rule apply to MVPs? — *Trends Ecol. Evol.* **27**: 578–584.
- JOHANNESON K. & ANDRÉ C. 2006: Life on the margin: genetic isolation and diversity loss in a peripheral marine ecosystem, the Baltic Sea. — *Mol. Ecol.* **15**: 2013–2029.
- KLINGELHÖFER J. 1998: *Populationsgrößenschätzung bei Feldheuschrecken – ein Methodenvergleich*. Diploma thesis, University of Jena.
- KLUSÁČOVÁ M. 2013: [*Population Ecology of the Red-winged Grasshopper (Oedipoda germanica) in the Area of the Capital City Prague.*] Diploma thesis, Czech University of Life Sciences, Prague, 58 pp. [in Czech, English abstr.].
- KÖHLER G. & WAGNER G. 2000: Lebensräume der Rotflügeligen Ödlandschrecke, *Oedipoda germanica* (Latr.), und ihre Verge-

- sellschaftung mit anderen Heuschreckenarten in Thüringen. — *Mauritiana (Altenburg)* **17**: 389–416.
- KUNCOVÁ J. ET AL. 1999: Ústecko. In Mackovčín P. & Sedláček M. (eds): *[Protected Areas of the Czech Republic, Vol. I.]* Agentura ochrany přírody a krajiny a Ekocentrum Brno, Praha, 808 pp. [in Czech].
- LEBRETON J.-D., BURNHAM K.P., CLOBERT J. & ANDERSON D.R. 1992: Modelling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. — *Ecol. Monogr.* **62**: 67–118.
- LESICA P. & ALLENDORF F.W. 1995: When are peripheral populations valuable for conservation? — *Conserv. Biol.* **9**: 753–760.
- MAAS S., DETZEL P. & STAUDT A. 2002: *Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschland. Verbreitungsatlas, Gefährdungsseistufung und Schutzkonzepte*. Bundesamt für Naturschutz, Bohn-Bad Godesberg, 401 pp.
- MAIER C. 2003: Untersuchungen zur Populationsentwicklung von *Oedipoda germanica* (Latr.) im Naturdenkmal “Galgenberg”, Main-Tauber-Kreis (Caelifera: Acrididae). — *Articulata* **18**: 193–208.
- MATSUMOTO K. 1985: Population dynamics of the Japanese Clouded Apollo *Parnassius glacialis* Butler (Lepidoptera: Papilionidae). I. Changes in population size and related population parameters for three successive generations. — *Res. Popul. Ecol.* **27**: 301–312.
- MEINEKE T. & MENGE K. 1997: *Rotflügelige Ödlandschrecke und Rotflügelige Schnarrschrecke am Kleinen Bienenstein im Jonastal bei Arnstadt (Ilmkreis). Populationen nach Durchführung von Pflegemaßnahmen*. Schlußbericht an die Untere Naturschutzbehörde Ilmkreis. Arnstadt.
- MONTEITH J.L. 1975: *Vegetation and the Atmosphere: Principles*. Academic Press, London, 298 pp.
- NIEHUIS M. 1991: Ergebnisse aus drei Artenschutzprojekten “Heuschrecken” (Orthoptera: Saltatoria). — *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* **6**: 335–551.
- POLLOCK K.H., NICHOLS J.D., BROWNIE C. & HINES J.E. 1990: Statistical inference for capture-recapture experiments. — *Wildlife Monogr.* **107**: 1–97.
- R CORE TEAM 2013: *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- REINHARDT K. & KÖHLER G. 2002: Conservation of the red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Latr.): the influence of reproductive behaviour. — *Biol. Conserv.* **107**: 221–228.
- REINHARDT K., KOHLER G., MAAS S. & 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.
- RUNYAN C.W., D’ODORICO P. & LAWRENCE D. 2012: Physical and biological feedbacks of deforestation. — *Rev. Geophys.* **50**: 1–32.
- SANDER U. 1995: *Beziehungen zwischen Habitatparametern und Struktur und Größe von Populationen der Heuschreckenarten Oedipoda caerulea (L., 1758) und Oedipoda germanica (Latr., 1804) im Mittelrheintal*. Diploma thesis, University of Bonn, 181 pp.
- SCHWARZ C.J. & ARNASON A.N. 1996: A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations. — *Biometrics* **52**: 860–873.
- SOULÉ M. 1973: The epistasis cycle: a theory of marginal populations. — *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **4**: 165–187.
- THOMAS J.A., SIMCOX D.J., WARDLAW J.C., ELMES G.W., HOCHBERG M.E. & CLARKE R.T. 1998: Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. — *J. Insect Conserv.* **2**: 39–46.
- THORENS P. & NADIG A. 1997: *Atlas de Distribution des Orthoptères de Suisse. Sauterelles, Grillons, Criquets (Orthoptera), et Mante Religieuse (Mantodea)*. Centre Suisse de Cartographie de la Faune, Neuchâtel, 236 pp.
- TRAILL L.W., BRADSHAW C.J.A. & BROOK B.W. 2007: Minimum viable population size: a metaanalysis of 30 years of published estimates. — *Biol. Conserv.* **139**: 159–166.
- WAGNER G. 2000: Eine Populationsgefährdungsanalyse der Rotflügeligen Ödlandschrecke, *Oedipoda germanica* (Latr. 1804) (Caelifera: Acrididae). — *Articulata* **9**: 1–118.
- WAGNER G. & BERGER U. 1996: A population vulnerability analysis of the red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Latreille) (Caelifera: Acrididae). In Settele J., Margules C., Poschlod P. & Henle K. (eds): *Species Survival in Fragmented Landscapes*. Kluwer, Dordrecht, pp. 312–319.
- WAGNER G., KÖHLER G., BERGER U. & DAVIS A.J. 2005: An experiment to re-establish the red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Latr.) (Caelifera, Acrididae), threatened with extinction in Germany. — *J. Nat. Conserv.* **13**: 257–266.
- WHITE G.C. & BURNHAM K.P. 1999: Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. — *Bird Study* **46**: 120–139.
- ZÖLLER S. 1995: Untersuchungen zur Ökologie von *Oedipoda germanica* (Latreille, 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität. — *Articulata* **10**: 21–59.
- ZUNA-KRATKY T. 2011: *Heuschrecken Österreich 2011*. Accessible online: <http://bit.ly/17fTy05>.

Received November 19, 2014; revised and accepted April 27, 2015  
Prepublished online May 15, 2015

## **Příloha IV**

**Rada S., Spitzer L., Šipoš J., Kuras T. (2017):** Habitat preferences of the grasshopper *Psophus stridulus*, a charismatic species of submontane pastures. *Insect Conservation and Diversity* 10: 310–320.

### **Scientometrie časopisu dle Web of Science:**

Insect Conservation and Diversity

IF<sub>(2015)</sub> = 2,367

Kategorie a kvartil<sub>(2015)</sub>: Entomology, Q1

# Habitat preferences of the grasshopper *Psophus stridulus*, a charismatic species of submontane pastures

STANISLAV RADA,<sup>1</sup> LUKÁŠ SPITZER,<sup>2</sup> JAN ŠIPOŠ<sup>3</sup> and TOMÁŠ KURAS<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc, Olomouc - Holic, Czech Republic, <sup>2</sup>Museum of Moravian Wallachia, Vsetín, Czech Republic and <sup>3</sup>Department of Zoology, Fisheries, Hydrobiology and Apiculture, Faculty of AgriSciences, Mendel University, Brno, Czech Republic

**Abstract.** 1. Semi-natural habitats in Europe host a substantial proportion of biodiversity, but they experience biodiversity loss due to ongoing agricultural changes. We regard the Rattle grasshopper (*Psophus stridulus*) as a charismatic species of species-rich submontane xerothermic grasslands. To enable conservation of the species and its habitat, we studied the habitat preferences of this formerly abundant grasshopper, now threatened and declining in many European countries.

2. In 2011, we applied capture-mark-recapture method to sample adults at four localities (Czech Republic), each divided into two subplots with different management and character of vegetation. In 2012, we carried out a more extensive study on habitat preferences, evaluating 179 grassland patches (24% of them occupied by *P. stridulus*). For each site, we recorded vegetation characteristics (sward height and density, cover of vegetation components, percentage of bare ground), slope, inclination and agricultural management. We used multi-state models in MARK software to analyse survival and movement probabilities between different subplots. Data from the 2012 large-scale study were analysed by fitting several regression models.

3. The results show that the species preferred south-facing slopes with sparse, short vegetation and with patches of bare ground. Sward density was the most important predictor of species presence.

4. For species conservation, we recommend controlling succession on the localities by regular management (grazing or cautious mowing) to maintain optimal habitat with sparse sward. We promote *P. stridulus* as a flagship and umbrella species of species-rich submontane xerothermic pastures.

**Key words.** Flagship, grasshopper, grassland, habitat preference, management, *Psophus*, survival, sward, vegetation.

## Introduction

Preservation of biodiversity is the priority of conservation biology. We have been observing severe biodiversity loss – not only on the global scale (Dirzo & Raven, 2003), but

particularly on the regional and local scale (Sodhi *et al.*, 2004; Biesmeijer *et al.*, 2006; Vogt-Schilb *et al.*, 2015). In Europe, agriculture plays the key role, because a substantial part of European biodiversity dwells in semi-natural or artificial habitats, depending mainly on traditional farming practices (Bignal & McCracken, 1996). Agricultural change after World War II brought two opposite but interrelated trends – agricultural intensification and abandonment of less profitable land – both inflicting destruction of habitats and declines in biodiversity (e.g.

Correspondence: Stanislav Rada, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc, Šlechtitelů 27, Olomouc – Holic CZ-783 71, Czech Republic. E-mail: stanislav.rada@seznam.cz



Verhulst *et al.*, 2004; Lütolf *et al.*, 2009; Uchida & Ushimaru, 2014). These negative agricultural trends are still ongoing (Stoate *et al.*, 2009) and today they threaten notably the traditional agricultural landscape in eastern and south-eastern Europe (Donald *et al.*, 2001; Tryjanowski *et al.*, 2011). Although in Western Europe traditional agriculture has almost disappeared, in eastern states such as Romania or Bulgaria, it still persists as an integral part of a valuable, traditionally managed landscape (Cremente *et al.*, 2005; Tryjanowski *et al.*, 2011). By its features, landscape in the Czech Republic, Central Europe, falls somewhere between highly intensified Western Europe and well-preserved Eastern Europe. Remnants of traditional agricultural practices have survived in the Carpathian area near the Slovakian border where local grasslands form a biodiversity hotspot of the Czech Republic (Pavelka & Trezner, 2001; Malenovský *et al.*, 2011; Chytrý *et al.*, 2015).

The Rattle grasshopper, *Psophus stridulus* (Linnaeus, 1758), has a Eurosiberian distribution, extending from Spain to Mongolia in the east, and to Scandinavia in the north (Kočárek *et al.*, 2005). In the northern part of its range (Finland, Poland), it is found mainly on sandy habitats with very sparse vegetation (Väisänen *et al.*, 1991; Bönsel & Runze, 2000; Bönsel, 2004), whereas populations located in southern part of its distribution (Spain) inhabit mesophilous pastures and mountain meadows (Olmo-Vidal, 2006). In Central Europe, it is a typical element of the traditionally managed submontane grasslands (Buchweitz, 1993; Spitzer, 2007; Kočárek *et al.*, 2013). Sunny patches inside the grassy habitat are essential for its egg development (Hemp & Hemp, 2003). Nymphs and females are sedentary and they usually spend all their lives within a few square metres (Janßen & Reich, 1998; Hemp & Hemp, 2003; Weibart & Fischer, 2006). Male mobility is higher; however, they leave their birth site only rarely (Janßen & Reich, 1998; Weibart & Fischer, 2006). The longest recorded movement of a male has not exceeded 700 m (Buchweitz, 1993). Habitat specificity and the low dispersal ability of *P. stridulus* predispose the species to extinction (Reinhardt *et al.*, 2005).

This formerly abundant grasshopper in Europe began its decline during the second half of the 20th century. At present, it is extinct in Belgium and the Netherlands (Olmo-Vidal, 2006). In Germany, it has lost 55% of its localities since 1980 (Gruttke & Haupt, 2005; Reinhardt *et al.*, 2005) and become extinct in several federal states (Hemp & Hemp, 2003). Severe population trends have also been reported from France (Luquet, 1982), Finland (Väisänen *et al.*, 1991), Sweden (Kindvall *et al.*, 1993), Spain (Olmo-Vidal, 2006), Lithuania (Budrys & Pakalniškis, 2007), Poland (Głowaciński & Nowacki, 2004; Theuerkauf *et al.*, 2005) and the Czech Republic (Pecina, 1982; Holuša, 2000; Spitzer, 2007). *Psophus stridulus* shares its habitat with threatened plants (Pavelka & Trezner, 2001), butterflies (Väisänen *et al.*, 1991; Spitzer *et al.*, 2009a,b), bugs (Roháčová, 2011), spiders (Majkus, 2000) and other organisms. It can therefore be regarded as

surrogate species associated with species-rich submontane xerothermic grasslands. At the same time, *P. stridulus* is a large species with colourful wings, producing a specific sound unlike other grasshoppers, making it a charismatic candidate for a flagship species (*sensu* Simberloff, 1998).

Here, we focused on the habitat preferences of *P. stridulus*. We recorded various habitat parameters, including agricultural management, in order to: (i) assess how the parameters affect survival and spatial movements of imagoes on a fine scale, and (ii) evaluate occurrence of the species in relation to these parameters on a large scale. On the basis of our results, we propose conservation management of *P. stridulus* as a charismatic flagship species, which can sustain conservation of submontane xerothermic grasslands.

## Methods

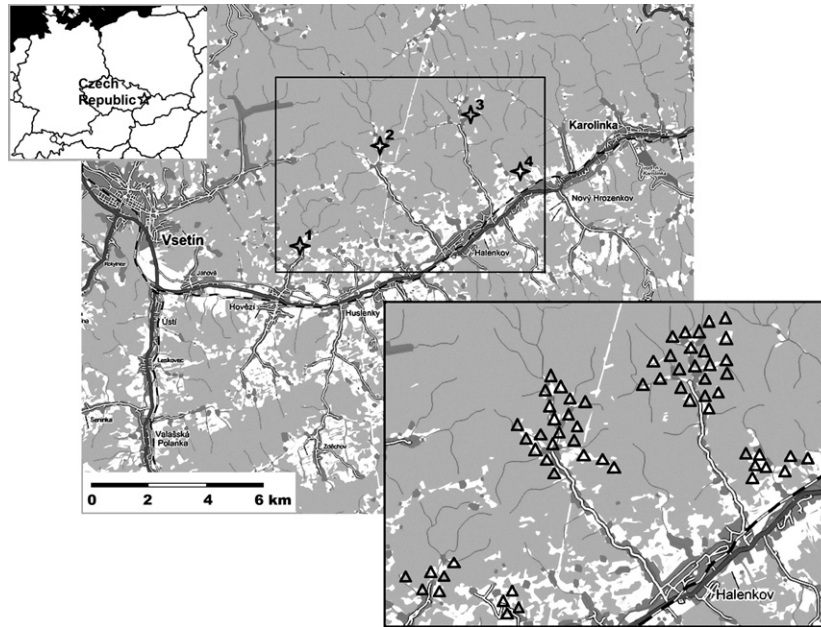
### Study sites

Our research took place in the Vsetínské vrchy Mts. (Czech Republic) in the Western Carpathians; particularly along valleys of five small tributaries of the Bečva River (environs of the villages Hovězí, Huslenky, Halenkov and Nový Hrozenkov). The study sites were situated at elevations of 430–700 m above sea level. The Western Carpathians are considered as a biodiversity hot-spot of the Czech Republic (Pavelka & Trezner, 2001; Malenovský *et al.*, 2011; Chytrý *et al.*, 2015), with the most abundant populations of *P. stridulus* within the country (Kočárek *et al.*, 2013). The local region, named Wallachia, is characterised by scattered settlements and a mosaic of pastures, meadows, small fields, orchards and woods. In contrast with the rest of the Czech Republic, larger remnants of traditional land use situated in remote valleys have survived even communist-era collectivisation.

The research was carried out on two spatial scales, in 2011 and 2012. In 2011, we performed a capture-mark-recapture (CMR) study of four *P. stridulus* populations within the study area. At each of the four localities, two subplots were delimited (see Fig. 1 and Table S1 for exact location and area). The two subplots (A and B) were situated immediately next to each other and differed in vegetation (as a result of different agriculture management). Distance between the two closest localities (3 and 4) was 2.4 km. Thus, given the low mobility of the species, movements between the localities were assumed to be highly unlikely. In 2012, we performed an extensive study on habitat preferences, surveying a substantial part of grassland patches in the area.

### Field methods

In both 2011 fine-scale study and 2012 large-scale study, sampling was performed when *P. stridulus* was most active (i.e. between 10 a.m. and 4:30 p.m. CEST)



**Fig. 1.** Study area in the Czech Republic – location of four localities studied in 2011 (1, 2, 3, 4) and, in enlarged frame, location of grassland patches evaluated in 2012 (triangles; one triangle often represents more than one patch).

and only under favourable weather conditions (direct sunshine, temperature  $>17^{\circ}\text{C}$ , not wet vegetation and no strong wind). Vegetation variables for subplots/patches (Table 1) were estimated (vegetation height measured) within circles of 1 m radius around selected points proportionally representing vegetation structure on each patch.

Capture-mark-recapture (CMR) study at four localities was performed during the 2011 season. In each, seven sampling occasions were done during August and September. Adult grasshoppers were captured using entomological net (40 cm in diameter) after being detected visually or acoustically. Each individual was marked by a unique number written on its forewings. The marking was done

**Table 1.** Environmental variables used in the 2011 fine-scale study (FS) and the 2012 large-scale study (LS).

Variable name	Type	Description	Used in
Date*	Numeric	Date of patch visit	FS, LS
Time*	Numeric	Time of patch visit (closest hour)	FS, LS
Sunshine*	Ranked	1 = clear sky, 2 = partially cloudy, 3 = overcast	FS, LS
Wind*	Ranked	Wind intensity on scale 0–3	FS, LS
Temperature*	Numeric	Obtained from the nearby meteorological station <sup>†</sup>	FS, LS
Sward height	Two numeric variables	Height of lower (E1) and upper (E2) storeys	FS, LS
Cover of vegetation	Three numeric variables	Tall vegetation (E2), forbs, grasses. In per cent of total area	FS, LS
Bare ground	One numeric variable	Bare ground in percent of total area	FS, LS
Sward density	Ranked	1 = sparse, 2 = intermediate, 3 = dense	FS, LS
Management	Factor, six states	Intensively mown ( $>1$ cuts per year), non-intensively mown (1 cut per year or less), improved sheep pasture, non-improved sheep pasture, cattle pasture (improved), abandoned or afforested	LS
Aspect	Factor, five states	Aspect of slope: north, east, south, west, plain	LS
Slope	Numeric	Slope inclination angle in degrees	LS
Area*	Numeric	Area of a patch in ha	LS
Altitude*	Numeric	Altitude of a patch in m a.s.l.	LS

Variables, treated in the 2012 LS study as covariables, are marked by an asterisk.

<sup>†</sup>In the 2012 large-scale study, maximum temperature in a sampling day was used. In the 2011 fine-scale study, several temperature variables were used – see Data analyses for specifics.

by permanent black marker. After marking, grasshoppers were released immediately at the place where caught. Previously marked individuals were recorded. For each individual, we noted its sex and whether it was caught at subplot A or B. To ensure standard sampling effort, localities were walked over always at the same pace along transects 3 m apart. During each sampling occasion, we measured environmental variables using 10 points on each subplot. Values from the 10 points were merged into an average value for the whole subplot and particular sampling occasion (Table 1).

In 2012, we performed a large-scale study on habitat preferences of *P. stridulus*. In total, we examined 179 grassland patches, a majority of grasslands in five valleys of the Bečva river tributaries, particularly around previously known patches with *P. stridulus*. Out of these, 43 (24%) were occupied by *P. stridulus*. The patches were homogeneous grassland sites, delimited by natural boundaries such as forest edges, hedgerows and roads, or by different agricultural management and aspect. Because of the fine landscape mosaic, the patch areas were rather small, with the size amounting to about 0.6 ha (SD = 0.49). Patches were chosen in consideration of their heterogeneity and characteristics (i.e. slope, inclination, vegetation type and management). Each patch was visited once – the number of the individuals observed (or their absence) was noted and the characteristics of a patch were evaluated. The evaluation took place between 31 July and 18 August 2012.

Vegetation variables for patches (Table 1) were obtained as averages of measures from three points on each patch. Area, altitude and inclination were obtained from 1:10 000 maps; slope was calculated according to the same maps. Data on agricultural management were obtained from land owners and directly from the field. We classified six management treatments (Table 1). In some cases (31 patches), a combination of two treatments on one patch occurred. If sheep pasture, we recognised 'improved sheep pasture' and 'non-improved sheep pasture'. This classification was based on the actual appearance of the pasture: we considered a patch with nitrophilic vegetation as an improved pasture, whereas a patch with oligotrophic and often floriferous vegetation as a non-improved pasture. All patches grazed by beef cattle were nitrophilic (improved), thus the sole treatment category 'cattle pasture'.

#### Data analysis

Data from the CMR study were processed in the program MARK 7.1 (Cooch & White, 2013). We constructed *multistate models*, which calculate survival and capture probabilities of individuals and also the probability of their movement between states or locations (Cooch & White, 2013); in our case, movement between subplots A and B. Into these models, we added environmental variables (Table 1) and tested the effect of environment on *apparent survival* and *capture probability* (*sensu* Lebreton

*et al.*, 1992). For constraining the capture probabilities, values of variables from particular sampling days were used; for constraining the survival, we used mean values from two sampling days, which defined the particular sampling interval. For temperature, maximum temperature in a particular day was used for the capture probabilities. For survival, two temperature variables were used: a minimum temperature and mean temperature during the sampling interval.

MARK software compares and ranks models by means of the Akaike Information Criterion for small sample sizes (AIC<sub>C</sub>) (Burnham & Anderson, 2002). A set of models ranked by AIC<sub>C</sub> was run for each locality. Finally, we selected the models with the strongest support in the data (i.e. AIC<sub>C</sub> weight >0.03). Obtained subsets of multistate models represent the impact of tested environmental and habitat characteristics on *P. stridulus*'s survival.

To show preference between the two different subplots on a locality, we compared survival probabilities on the subplots and movement probabilities between the subplots. We used the *model averaging* function in MARK, which gives a weighted average of the parameter from the whole subset of models. Next, we compared values of vegetation characteristics measured on individual subplots by *t*-test. Differences in survival, movements and vegetation together indicate the habitat preferences.

To determine environmental factors best predicting *P. stridulus* abundance in each patch in 2012, we fitted generalised linear models (GLMs) with negative binomial error distribution and log link function in R software 3.2.0 (R Core Team, 2015) with predictors and covariables as listed in Table 1. The date was coded as the number of days from the beginning of the year; time was coded as the whole hour closest to the patch visit. Aspect of slope and categories of management were coded using 'fuzzy coding' (Lepš & Šmilauer, 2000), which allowed us to represent, for example, south-eastern aspect (half south, half east), or mixed management on some patches (combination of two categories). The selection of the most parsimonious combination of environmental variables in the final model was based on the lowest Akaike information criterion (AIC), combining both forward and backward selection. In the stepwise regression, each quantitative variable occurred in both a linear and quadratic form. The effect of environmental variables on the species abundance was tested by analysis of deviance using a chi-squared test.

To remove variation explained by covariables (Table 1), we first fitted a GLM only with covariables as explanatory variables. Pearson residuals from this model were used as dependent variables in another GLM with normal error distribution and with non-confounding environmental factors as explanatory variables. Residuals were adjusted to normality by square root transformation. Final combination of explanatory variables was defined by stepwise regression and its partial effect was tested by analysis of deviance with type II sum of squares using an *F* test.

We continued by testing of individual environmental variables by fitting of single-effect generalised linear models (GLMs) in Canoco for Windows 4.5 (TerBraak & Šmilauer, 2002) and CanoDraw for Windows 4.0. We used the same data with the same coding as for the complex model constructed in R but the environmental variables were dependent in these models and the occurrence of *P. stridulus* was entered as presence/absence on the individual patch. Constructed GLMs had Poisson distribution and link function log.

## Results

In total, 252 males and 29 females of *P. stridulus* were marked during the CMR study in the four study localities in 2011 (mean recapture rate 37.4%). Because of the low number of females, the analysis was done for males only. Mobility of males was low – the majority of recorded movements (82%,  $n = 55$ ) were shorter than 70 m, often considerably less. The longest movement was 180 m. In 2012, 179 patches were evaluated. *Psophus stridulus* was observed on 24% of patches with a total number of 326 individuals (among them, only five females).

To evaluate the effect of environmental parameters on survival probabilities (Table S2) in populations under the CMR study, we constructed a set of *multistate models* for each locality studied with the highest AIC<sub>C</sub> weights (Table S3). Within the models, survival was most markedly affected by sward density, height of vegetation (E1, E2, proportion of tall vegetation), proportion of bare ground and temperature (mean, minimum). Cover of grasses and forbs was also locally important (localities 3 and 4).

We compared estimates of *apparent survival* and *movement probability* between the subplots (differing in management and character of vegetation) to evaluate habitat preferences (Table 2). The estimates of survival and movement probabilities are useful particularly in combination with data on vegetation characteristics (Table S4). Combined results (Tables 2 and S4) from locality 1 (with the most robust data) show higher survival and immigration probability on subplot 1A with lower and sparse vegetation and with a higher proportion of bare ground as

compared to subplot 1B. Recapture data from locality 2 were insufficient for full analysis (see Table S2) because of low capture rates and aggregated distribution of grasshoppers. The majority of captured grasshoppers occurred on a small (about  $5 \times 10$  m) site near the edge of subplot 2B, where the vegetation was very sparse with lower height and lots of bare ground. Locality 3 showed slightly higher survival on 3B (subplot with low but denser vegetation), but probability of immigration was higher for 3A (subplot with tall but sparse vegetation). Survival on locality 4 did not differ between subplots. Movement probability, on the other hand, was markedly higher in direction from 4A to 4B. Vegetation characteristics within locality 4 did not differ significantly, except for sward density, which was significantly lower on subplot 4B. Additionally, we observed relatively high coverage of forbs on suitable subplots within all four localities. The ratio of forbs:grasses was always higher on a subplot with higher survival compared to a subplot with poor survival (although not always statistically significantly) (Tables 2 and S4).

Data from the 2012 large-scale study were tested by GLMs in R software. The most parsimonious model included the following variables: 'sward density' + 'aspect (east)' + 'improved sheep pasture'. It explained 33.4% of variation in abundances of grasshoppers. (Table 3). Species abundance was negatively influenced by sward density, which was the most important predictor in the model (explaining 30% of the variation). The influence of eastern aspect was moderately negative. Eastern aspect as an explanatory variable was chosen by the stepwise selection because southern and northern aspects were highly correlated with other variables. The third predictor in the model – improved sheep pasture – also had negative effect (Table 3).

Single effects of environmental variables according to *P. stridulus*'s presence are covered in Fig. 2 and Table 4. Testing of aspect and slope confirmed that *P. stridulus* preferred south-facing slopes. It is probably absent from sites situated on both north-facing patches and plain terrain (Fig 2a, b). The height of both vegetation layers (E1, E2 – Fig. 2c) and the proportion of tall vegetation (Fig. 2e) also had a significant effect on the occurrence of *P. stridulus*. All these three models document *P. stridulus*'s

**Table 2.** Average daily survival of *Psophus stridulus* males on subplots A and B and probabilities of movement from A to B and from B to A are given for each locality.

Locality	Survival on A	Survival on B	Movement A→B	Movement B→A
1	0.9602	0.9267	0.0391 (SE = 0.020)	0.2083 (SE = 0.109)
2	0.7810	0.9071	n/a	n/a
3	0.9633	0.9738	0.1011 (SE = 0.106)	0.1811 (SE = 0.095)
4	0.9654	0.9657	0.3927 (SE = 0.171)	0.1258 (SE = 0.087)

Values of survival probability are averages of estimates from six recapture intervals (see Table S2 for all estimates). The estimates of survival and movement probability were derived from MARK's *multistate models* (Table S3) using the *model averaging* function. Movement probabilities for locality 2 are not available because of data insufficiency.

**Table 3.** Results of the GLM with *Psophus stridulus* abundance as dependent variable – regression coefficients and partial effects of variables in the most parsimonious model.

Variable	Estimate	SE	<i>t</i>	<i>P</i>	Partial effects			
					d.f.	Deviance	<i>F</i>	<i>P</i>
(Intercept)	2.189	0.320	6.85	<0.0001		234.38		
Sward density	–1.133	0.130	–8.74	<0.0001	1	336.60	76.32	<0.0001
Aspect – east	–0.445	0.214	–2.08	0.039	1	240.15	4.31	0.039
Management – ISP	–0.648	0.321	–2.02	0.045	1	239.83	4.07	0.045

ISP, intensive sheep pasture.

preference for low vegetation. The species occurred mainly on sites with sparse sward and low cover of grassy vegetation (Fig. 2d). Moreover, *P. stridulus* was found predominantly on patches with a high proportion of bare ground (Fig. 2e). These interrelated variables (sward, cover of vegetation, bare ground) indicate the requirement of the species for sparse vegetation. Finally, intensively mown sites and improved sheep and cattle pastures were unsuitable for *P. stridulus* (Fig. 2f). The species occurred exclusively on non-improved sheep pastures or non-intensively mown meadows.

## Discussion

### *Survival and movement probability in relation to vegetation (fine scale)*

For the first time, we present *Psophus stridulus*'s apparent survival probability ( $\Phi$ ). The daily survival probability of about 0.96 is similar to the estimates of Besnard *et al.* (2007) who studied the endangered grasshopper *Priodontopsis hystrix* (Germar, 1817). The low number of females in our study was probably caused by the combination of the naturally unbalanced sex-ratio and the hidden way of life of the females, which complicates their detection (Bönsel, 2004; Weibart & Fischer, 2006).

The results show higher survival and higher probability of immigration on habitats with sparse and low vegetation (most evident for locality 1 with the most robust data). Sward density was the key feature – *P. stridulus* migrated to sites with lower sward density, even if there was higher vegetation (locality 3) or the difference in vegetation height was negligible (locality 4). Moreover, on all four localities, subplots with higher apparent survival had higher forbs:grasses ratio (Tables 2 and S4). As *P. stridulus* feeds on dicotyledon forbs, mainly Asteraceae and Apiaceae (Ingrisch & Köhler, 1998; Kočárek *et al.*, 2013), the phenomenon can be explained by food accessibility (see Masloski *et al.*, 2014).

### *Habitat preferences on the large scale*

Sward density was the most important predictor and it had negative effect on species abundance. The next two

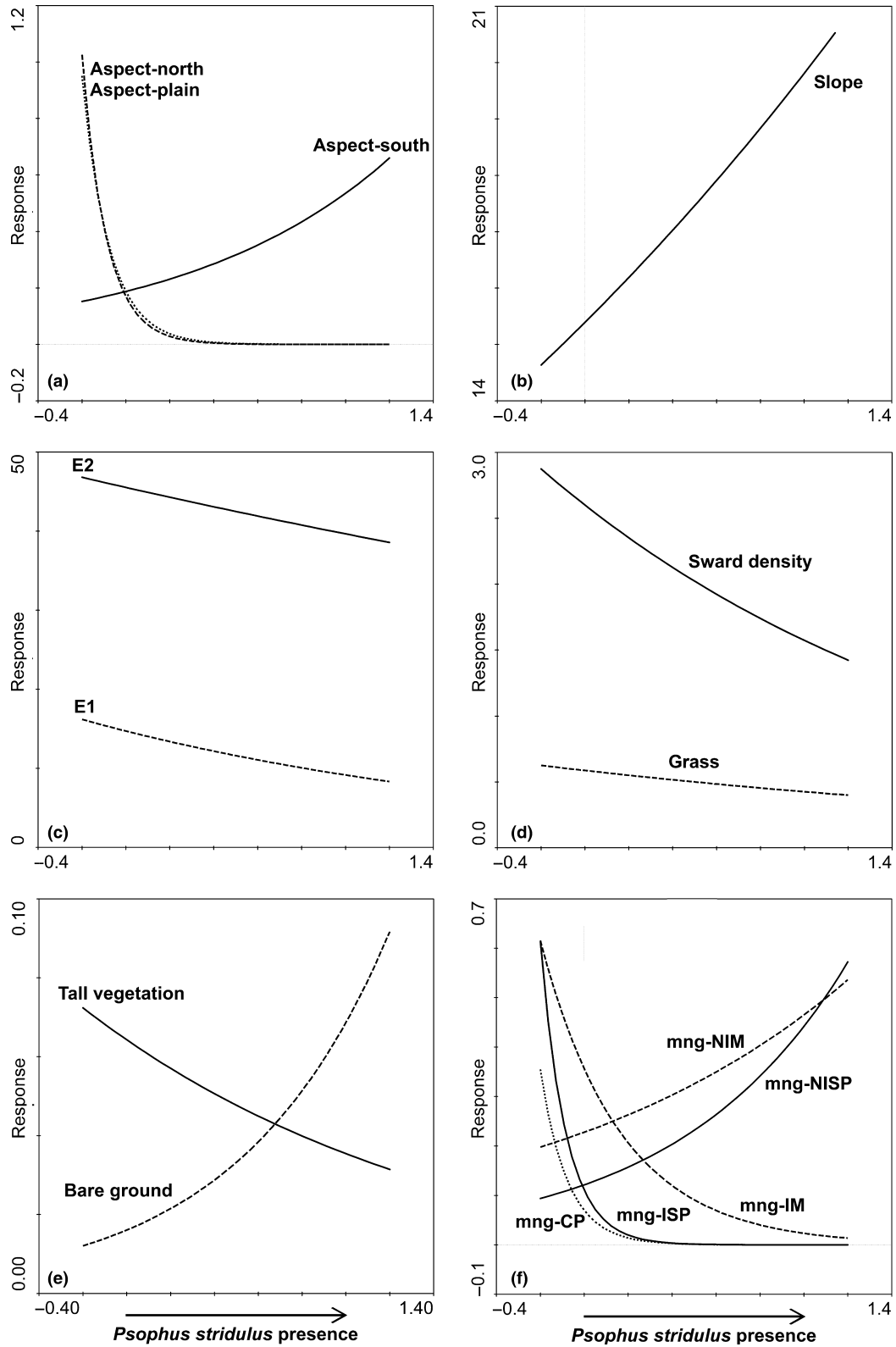
variables in the regression model – eastern aspect and improved sheep pasture, had milder negative influence. North-south orientation (which is for the species substantial – see Fig. 2a and Table 4) dropped out from the model because of high correlation with other variables. Negative effect of 'improved sheep pasture' represents the unsuitability of habitats with nitrophilic vegetation.

The species was common on warm southern slopes (Fig. 2a, b). According to our field experiences, it sporadically occurs also on western and eastern slopes. This could be the explanation for the statistically insignificant influence of west- and east-facing slopes (Table 4). Besides the western and eastern aspects, the only insignificant variables in the set (Table 4 and Fig. 2) were 'cover of forbs' and the category of management 'abandoned or afforested'. Cover of forbs is most likely variable with ambiguous influence on the occurrence of *P. stridulus*. On the one hand, the high cover of vegetation is unsuitable for the species; on the other, dicotyledon forbs are its main food source (Ingrisch & Köhler, 1998; Kočárek *et al.*, 2013).

### *Synthesis*

All the results (multistate models, survival and movement probabilities, complex GLMs, single-effect GLMs) together convincingly describe habitat preferences of the grasshopper *P. stridulus*. The species preferred south-facing slopes with sparse, short vegetation and patches of bare ground. Density of the sward was the most important predictor. The grasshopper occurred exclusively on non-improved, poor sheep pastures or non-intensively mown meadows. In general, these results are in agreement with previous studies (Buchweitz, 1993; Kolb & Fischer, 1994; Hemp & Hemp, 2003; Weibart & Fischer, 2006), which were spatially and exploratively less extensive.

South-facing slopes with sparse, short vegetation and bare ground are obviously preferred because of the warm microclimate, which is probably needed for successful egg and larval development (Hemp & Hemp, 2003; Weibart & Fischer, 2006). Also, activity of the adults is bound to warm sunny weather. If sun radiation is interrupted by clouds, the activity of the grasshoppers almost immediately ceases (Rada & Spitzer *observ.*). Despite its thermophilia, the species does not inhabit young successional



**Fig. 2.** Presence or absence of *Psophus stridulus* in relation to various environmental variables based on GLMs. Only statistically significant ( $P < 0.05$ ) relationships are presented. Management abbreviations (f): IM, intensive mowing; NIM, non-intensive mowing; ISP, improved sheep pasture; NISP, non-improved sheep pasture; CP, cattle pasture (improved).

**Table 4.** Numerical results of single-effect GLMs modelling the presence or absence of *Psophus stridulus* in relation to various environmental variables.

Env. variables	F	P	Regression coefficients	
			Intercept	Predictor
Aspect-north	24.23	<0.001	-1.778	-9.013
Aspect-east	0.005	0.058	-1.343	-0.020
Aspect-south	21.05	<0.001	-1.674	1.048
Aspect-west	0.052	0.181	-1.636	0.072
Aspect-plain	22.71	<0.001	-1.674	-8.116
Slope	12.69	<0.001	2.734	0.252
E1	34.20	<0.001	2.689	-0.475
E2	4.21	0.042	3.818	-0.138
Sward density	149.51	<0.001	0.956	-0.502
Grasses	36.12	<0.001	-0.534	-0.320
Forbs	2.00	0.159	-0.638	0.067
Tall vegetation	9.70	<0.005	-2.744	-0.596
Bare ground	28.67	<0.001	-4.129	1.450
mng-IM	27.31	<0.001	-1.031	-2.730
mng-ISP	12.53	<0.001	-2.205	-8.585
mng-NIM	9.31	<0.005	-1.479	0.713
mng-NISP	22.57	<0.001	-2.109	1.293
mng-CP	7.98	<0.01	-2.661	-8.128
mng-AoA	0.86	0.356	-2.172	-0.491

Categories of management (mng): IM, intensive mowing; ISP, improved sheep pasture; NIM, non-intensive mowing; NISP, non-improved sheep pasture; CP, cattle pasture; AoA, abandoned or afforested. For characterisation of variables, see Table 1.

stages of vegetation. *Psophus stridulus* requires a specific grassland habitat which is in mid-successional stage and moreover stable (Kolb & Fischer, 1994; Bönsel & Runze, 2000; Hemp & Hemp, 2003), where the growth of dense and tall vegetation is prevented by natural or anthropogenic conditions. This is an important difference from other related thermophilous grasshoppers, such as *Oedipoda caerulescens* (Linnaeus, 1758) or *Sphingonotus caeruleans* (Linnaeus, 1767), which prefer initial successional stages (Ingrisch & Köhler, 1998; Janßen & Reich, 1998; Kočárek *et al.*, 2013). Moreover, unlike the above-mentioned two species, *P. stridulus* has very low mobility and is thus handicapped from colonising new localities.

The habitat preferences of *P. stridulus* seem to be conspicuously similar to those of the critically endangered butterfly *Argynnis niobe* living in the same area (Spitzer *et al.*, 2009b). Another butterfly species, which often shares localities with *P. stridulus* (Nagy *et al.*, 2005; Spitzer *et al.*, 2009a), is the Large Blue, *Phengaris arion* (Linnaeus, 1758). Their requirements differ only slightly which might be used in nature conservation (see later).

#### Conservation implications

The major factor threatening insect populations is a recognised habitat loss (e.g. Thomas, 1991; Wilcove *et al.*,

1998; Henle *et al.*, 2004; Van Swaay *et al.*, 2010), which is also true for *P. stridulus* (Buchweitz, 1993; Kolb & Fischer, 1994; Weibart & Fischer, 2006). In agreement with other authors (Buchweitz, 1993; Kolb & Fischer, 1994; Weibart & Fischer, 2006), we recommend to control succession on the *P. stridulus*'s localities by regular management or at least 'one-shot' maintenance treatments. Management should follow the above-mentioned habitat preferences to maintain sparse short turf with patches of bare ground. The most appropriate means would seem to be indigenous grazing management, the impact of which is gradual, creating a range of microhabitats, including patches of bare ground (Mládek *et al.*, 2006; Rosenthal *et al.*, 2012). Another option (often more accessible) is mowing. It should be performed gradually with uncut refuges left, which decrease mortality caused by the mowing process (Humbert *et al.*, 2012) and increase habitat heterogeneity at the same time. According to our experiences, proper management depends on the substrate on a locality – if stony and extremely poor, occasional mowing is sufficient, but if more fertile, grazing (or mowing in combination with grazing) is needed in order to prevent thickening of the sward. Last but not least, it is important to restrict government-provided afforestation subsidies to farmers. A substantial area of grasslands in economically peripheral areas (including our study area) was transformed into forests during the 20th century (Hrnčiarová *et al.*, 2009), often destroying populations of *P. stridulus* and/or other endangered species. Therefore, the destruction of valuable grasslands is at present accelerated by government-provided subsidies.

We promote the Rattle grasshopper *Psophus stridulus* as a flagship species for conservation of the valuable xerothermic submontane grasslands. Another recognised flagship (and umbrella) species for this habitat is the Large Blue butterfly, *Phengaris arion* (Simcox *et al.*, 2005; Spitzer *et al.*, 2009a). These two species have similar habitat requirements differing only slightly – they often occur together (Nagy *et al.*, 2005; Spitzer *et al.*, 2009a); nevertheless *P. arion*'s optimum lies in older stages of succession (Varga-Sipos & Varga, 2005; Spitzer *et al.*, 2009a). Both species are dependent on agricultural/conservational management (Spitzer *et al.*, 2009a; this study). Therefore, it would be beneficial to maintain xerothermic submontane grasslands in order to support both species. This 'umbrella tandem' could be effective in conservation of species richness in the xerothermic submontane grasslands.

#### Acknowledgements

We are very grateful to local farmers for allowing us to access their lands and for informing us about employed management. We thank Jan Losík for his valuable advice concerning MARK analysis. Emil Tkadlec and Monika Mazalová provided useful comments on the manuscript. Matthew Sweney corrected our English. We also thank

two anonymous reviewers and editor for their useful advice. This research was supported by internal grants of Palacký University nos. IGA\_PrF\_2014021 and IGA\_PrF\_2016\_019 (to SR) and by a Long-Term Research Development Project no. RVO 67985939 (to JŠ).

## Supporting Information

Additional Supporting Information may be found in the online version of this article under the DOI reference: doi: 10.1111/icad.12225:

**Table S1.** Exact location and area of localities sampled in 2011 Capture-mark-recapture study.

**Table S2.** Estimates of apparent daily survival probability of *Psophus stridulus* males derived from MARK's multistate models using model averaging function.

**Table S3.** Modelling of *Psophus stridulus* survival probability (males only) at the four localities in the Wallachian region studied in 2011 (Czech Republic).

**Table S4.** T-test comparisons of variables values from four localities studied in 2011. Statistically significant ( $\alpha = 0.05$ ) differences are in bold.

## References

- 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.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemiller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffer, A.D., Potts, S.G., Keenkers, R., Thomas, C.D., Settele, J. & Kumin, W.E. (2006) Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, **313**, 351–354.
- Bignal, E.M. & McCracken, D.I. (1996) Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 413–424.
- Bönsel, A. (2004) Ethological and morphological adaptations of *Psophus stridulus* Linnaeus 1758 to habitat islands. *Beiträge zur Entomologie*, **54**, 241–253.
- Bönsel, A. & Runze, M. (2000) Ein Habitat der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L. 1758) im nordöstlichen Polen. *Articulata*, **15**, 49–52.
- Buchweitz, M. (1993) Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*, L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. *Articulata*, **8**, 39–62.
- Budrys, E. & Pakalniškis, S. (2007) The Orthoptera (Insecta) of Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, **17**, 105–115.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-theoretic Approach*. Springer, New York City, New York.
- Chytrý, M., Dražil, T., Hájek, M., Kalníková, V., Preislerová, Z., Šibík, J., Ujházy, K., Axmanová, I., Bernátová, D., Blanár, D., Dančák, M., Dřevojan, P., Fajmon, K., Galvánek, D., Hájková, P., Herben, T., Hrivnák, R., Janeček, Š., Janišová, M., Jiráská, Š., Kliment, J., Kochjarová, J., Lepš, J., Leskovjanská, A., Merunková, K., Mládek, J., Slezák, M., Šeffler, J., Šefflerová, V., Škodová, I., Uhlířová, J., Ujházyová, M. & Vymazalová, M. (2015) The most species-rich plant communities in the Czech Republic and Slovakia (with new world records). *Preslia*, **87**, 217–278.
- Cooch, E. & White, G. (eds.) (2013) *Program MARK: A Gentle Introduction*, 11th edn. <<http://www.phidot.org/software/mark/>>
- Cremene, C., Groza, G., Rakosy, L., Schileyko, A.A., Baur, A., Erhardt, A. & Baur, B. (2005) Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, **19**, 1606–1618.
- Dirzo, R. & Raven, P.H. (2003) Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, **28**, 137–167.
- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, **268**, 25–29.
- Gowaciński, 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. *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* (eds D. Procter and P.T. Harding), pp. 38–44. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.
- Hemp, C. & Hemp, A. (2003) Lebensraumansprüche und Verbreitung von *Psophus stridulus* (Orthoptera: Acrididae) in der Nördlichen Frankenalb. *Articulata*, **18**, 51–70.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity Conservation*, **13**, 207–251.
- Holuša, J. (2000) On the knowledge of grasshoppers (Caelifera) and crickets (Ensifera) in the Moravskoslezské Beskydy Mts. *Klapalekiana*, **36**, 41–70 [in Czech with English summary].
- Hrnčiarová, T., Mackovčín, P. & Zvara, I. (eds.) (2009) *Landscape Atlas of the Czech Republic*. Ministerstvo životního prostředí ČR & Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Praha & Průhonice, Czech Republic.
- 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, Germany.
- Janßen, B. & Reich, M. (1998) Zur Populationsstruktur und Mobilität von *Psophus stridulus* in einer alpinen Wildflußlandschaft. *Articulata*, **13**, 121–125.
- Kindvall, O., Jansson, N. & Jong, J. (1993) Trumgräshoppan – en art på fallrepet. *Entomologisk Tidskrift*, **114**, 121–131 [in Swedish].
- Kočárek, P., Holuša, J. & Vidlička, L. (2005) *Blattaria, Mantodea, Orthoptera & Dermaptera of the Czech and Slovak Republics*. Kabourek, Zlín, Czech Republic.
- Kočárek, P., Holuša, J., Vlk, R. & Marhoul, P. (2013) *Rovnokřídlí (Insecta: Orthoptera) České republiky*. Academia, Praha, Czech Republic [in Czech].
- 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.



- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. (1992) Modelling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs*, **62**, 67–118.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2000) *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice, Czech Republic [in Czech].
- Luquet, G.C. (1982) Die Feldheuschrecken des Mont Ventoux (Vancluse, Südfrankreich). Ökologische und phänologische Beobachtungen (Orthoptera, Caelifera, Acridoidea). *Entomofauna*, **22**, 351–364.
- Lütolf, M., Guisan, A. & Kienast, F. (2009) History matters: relating land-use change to butterfly species occurrence. *Environmental Management*, **43**, 436–446.
- Majkus, Z. (2000) Arachnofauna vybraných lokalit Vsetínska [Spider fauna of selected localities in Vsetín region]. *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis, Biologica-Ekologika*, **192**, 57–70 [in Czech with German summary].
- Malenovský, I., Kment, P. & Konvička, O. (2011) Biodiversity of the invertebrates in the Bílé Karpaty Protected Landscape Area and Biosphere Reserve (Czech Republic) – the current state of knowledge. *Species Inventories of Selected Insect Groups in the Bílé Karpaty Protected Landscape Area and Biosphere Reserve (Czech Republic)* (eds I. Malenovský, P. Kment and O. Konvička), Vol. **96**, pp. 897–933. Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae, Brno, Czech Republic.
- Masloski, K., Greenwood, C., Reiskind, M. & Payton, M. (2014) Evidence for diet-driven habitat partitioning of Melanoplinae and Gomphocerinae (Orthoptera: Acrididae) along a vegetation gradient in a Western Oklahoma Grassland. *Environmental Entomology*, **43**, 1209–1214.
- MLádek, J., Pavlů, V., Hejčman, M. & Gaisler, J. (eds.) (2006) *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích* [Grazing as a Tool for Maintenance of Grasslands in Protected Areas]. VÚRV, Praha, Czech Republic [in Czech].
- Nagy, A., Rácz, I.A. & Varga, Z. (2005) *Maculinea* habitats in Hungary: Orthoptera assemblages. *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 2: Species Ecology Along a European Gradient: Maculinea butterflies as a Model* (eds J. Settele, E. Kühn and J.A. Thomas), pp. 16–21. Pensoft, Sofia, Bulgaria; Moscow, Russia.
- Olmo-Vidal, J.M. (2006) *Atlas of the Orthoptera of Catalonia*. Generalitat de Catalunya, Barcelona, Spain.
- Pavelka, J. & Trezner, J. (eds.) (2001) *Příroda Valašska (okres Vsetín)* [Nature of Moravian Wallachia (Vsetín district)]. Český svaz ochránců přírody ZO 76/06, Vsetín, Czech Republic [in Czech].
- Pecina, P. (1982) Kam zmizely krkonošské kobylky? [Where have disappeared grasshoppers of Krkonoše Mountains?]. *Živa*, **30**, 65–66 [in Czech].
- R Core Team (2015) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <<http://www.R-project.org/>>
- Reinhardt, K., Köhler, G., Maas, S. & 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.
- Roháčová, M. (2011) True bugs (Heteroptera) of traditionally grazed pasture “Losový” in Huslenky (Vsetínské vrchy hills). *Acta Carpathica Occidentalis*, **2**, 72–77 [in Czech with English abstract].
- Rosenthal, G., Schrautzer, J. & Eichberg, C. (2012) Low-intensity grazing with domestic herbivores: a tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia*, **32**, 167–205.
- Simberloff, D. (1998) Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, **83**, 247–257.
- Simcox, D.J., Randle, Z., Clarke, R.T., Schönrogge, K., Elmes, G.W., Settele, J. & Thomas, J.A. (2005) Science and socio-economically-based management to restore species and grassland ecosystems of the Habitats Directive to degraded landscapes: the case of *Maculinea arion* in Britain. *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 2: Species Ecology Along a European Gradient: Maculinea butterflies as a Model* (eds J. Settele, E. Kühn and J.A. Thomas), pp. 234–237. Pensoft, Sofia, Bulgaria; Moscow, Russia.
- Sodhi, N.S., Koh, L.P., Brook, B.W. & Ng, P.K.L. (2004) South-east Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends in Ecology and Evolution*, **19**, 654–660.
- Spitzer, L. (2007) Současné rozšíření saranče vrzavé (*Psophus stridulus*, L.) (Caelifera: Acrididae) na Valašsku (Česká republika) [Recent distribution of the Rattle Grasshopper (*Psophus stridulus*, L.) (Caelifera: Acrididae) in Wallachia region (Czech Republic)]. *Časopis Slezského Muzea Opava (A)*, **56**, 53–58 [in Czech with English abstract].
- Spitzer, L., Beneš, J., Dandová, J., Jašková, M. & Konvička, M. (2009a) 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., Beneš, J. & Konvička, M. (2009b) Oviposition of the Niobe Fritillary (*Argynnis niobe* (Linnaeus, 1758)) at submountain conditions in the Czech Carpathians (Lepidoptera, Nymphalidae). *Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo, N.F.*, **30**, 165–168.
- 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.
- 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, New York.
- Theuerkauf, J., Rouys, S., Grein, G. & Becker, A. (2005) New records of Orthoptera in the Biesszczady Mountains (Southeast Poland) with special regard to the genus *Isophya*. *Fragmenta Faunistica*, **48**, 9–14.
- Thomas, J.A. (1991) Rare species conservation: case studies of European butterflies. *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation* (eds I.F. Spellerberg, F.B. Goldsmith and M.G. Morris), pp. 149–197. Blackwell scientific publications, Oxford, UK.
- Tryjanowski, P., Hartel, T., Báldi, A., Szymański, P., Tobolka, M., Herzon, I., Goławski, A., Konvička, M., Hromada, M., Jerzak, L., Kujawa, K., Lenda, M., Orłowski, G., Panek, M., Skórka, P., Sparks, T.H., Tworek, S., Wuczyński, A. & Żmihorski, M. (2011) Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica*, **46**, 1–12.
- Uchida, K. & Ushimaru, A. (2014) Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*, **84**, 637–658.
- Väisänen, R., Somerma, P., Kuusaari, M. & Nieminen, M. (1991) *Bryodemata tuberculata* and *Psophus stridulus* in southwestern

- Finland (Saltatoria: Acrididae). *Entomologica Fennica*, **2**, 27–32.
- Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhof, I. (2010) *European Red List of Butterflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, Luxembourg.
- Varga-Sipos, J. & Varga, Z. (2005) *Maculinea* habitats: diversity of vegetation, composition and cenological relegation. *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 2: Species Ecology Along a European Gradient: Maculinea butterflies as a Model* (eds J. Settele, E. Kühn and J.A. Thomas), pp. 45–50. Pensoft, Sofia, Bulgaria; Moscow, Russia.
- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. (2004) The relation between land-use intensity and species-richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **104**, 465–473.
- Vogt-Schilb, H., Munoz, F., Richard, F. & Schatz, B. (2015) Recent declines and range changes of orchids in Western Europe (France, Belgium and Luxembourg). *Biological Conservation*, **190**, 133–141.
- Weibart, M. & Fischer, K. (2006) Populationsstruktur, Dispersionsverhalten und Habitatpräferenzen der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L.) in der Fränkischen Schweiz. *Articulata*, **21**, 169–182.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. & Losos, E. (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, **48**, 607–615.

Accepted 20 February 2017

First published online 22 Mar 2017

Editor: Alan Stewart

Associate editor: Peter Dennis

## Supporting information

Table S1: Exact location and area of localities sampled in 2011 Capture-mark-recapture study. Distance between the two closest localities (3 and 4) was 2.4 km. Subplots on localities were located immediately next to each other (distance 0 m).

	GPS coordinates	Area of		
		whole locality	subplot A	subplot B
Locality 1	49°19'15"N, 18°4'25"E	1.04 ha	0.69 ha	0.35 ha
Locality 2	49°21'4"N, 18°6'45"E	0.92 ha	0.54 ha	0.38 ha
Locality 3	49°21'34"N, 18°9'20"E	0.83 ha	0.51 ha	0.32 ha
Locality 4	49°20'31"N, 18°10'43"E	1.83 ha	1.12 ha	0.71 ha

Table S2: Estimates of apparent daily survival probability of *Psophus stridulus* males derived from MARK's *multistate models* by using *model averaging* function.

	Interval	Survival on subplot A	Survival on subplot B
Locality 1	1	0.8998 (SE=0.0363)	0.9580 (SE=0.0112)
	2	0.9208 (SE=0.0200)	0.9583 (SE=0.0104)
	3	0.9311 (SE=0.0210)	0.9595 (SE=0.0098)
	4	0.9334 (SE=0.0185)	0.9607 (SE=0.0095)
	5	0.9441 (SE=0.0201)	0.9613 (SE=0.0115)
	6	0.9410 (SE=0.0200)	0.9635 (SE=0.0115)
Locality 2	1	0.5284 (SE=0.6277)	0.6721 (SE=0.5746)
	2	0.9871 (SE=0.0294)	0.9421 (SE=0.1030)
	3	0.9604 (SE=0.0509)	0.9168 (SE=0.0928)
	4	0.9881 (SE=0.0213)	0.5966 (SE=3.6450)
	5	0.9887 (SE=0.0214)	0.7931 (SE=0.3426)
	6	0.9897 (SE=0.0187)	0.7652 (SE=0.3744)
Locality 3	1	0.9743 (SE=0.0196)	0.9652 (SE=0.0196)
	2	0.9741 (SE=0.0194)	0.9629 (SE=0.0217)
	3	0.9651 (SE=0.0295)	0.9549 (SE=0.0272)
	4	0.9748 (SE=0.0192)	0.9652 (SE=0.0202)
	5	0.9759 (SE=0.0197)	0.9648 (SE=0.0192)
	6	0.9784 (SE=0.0204)	0.9668 (SE=0.0206)
Locality 4	1	0.9668 (SE=0.0202)	0.9674 (SE=0.0138)
	2	0.9689 (SE=0.0188)	0.9712 (SE=0.0141)
	3	0.9711 (SE=0.0216)	0.9718 (SE=0.0150)
	4	0.9621 (SE=0.0214)	0.9614 (SE=0.0168)
	5	0.9635 (SE=0.0181)	0.9628 (SE=0.0152)
	6	0.9600 (SE=0.0214)	0.9594 (SE=0.0180)

Table S3: Modelling of *Psophus stridulus* survival probability (males only) at the 4 localities in the Wallachian region studied in 2011 (Czech Republic).

Locality 1 (N=111; recaptures=65)				Locality 2 (N=42; recaptures=17)			
Model	AIC <sub>C</sub>	AIC <sub>C</sub> W	N.p.	Model	AIC <sub>C</sub>	AIC <sub>C</sub> W	N.p.
{ $\Phi(\textit{sward}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	398.514	0.181	6	{ $\Phi(\textit{bg}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(\cdot)$ }	109.313	0.285	6
{ $\Phi(s) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	398.661	0.168	6	{ $\Phi(T_{\min}) p(s) \textit{Psi}(\cdot)$ }	109.651	0.241	6
{ $\Phi(\textit{E1}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	398.856	0.153	6	{ $\Phi(\textit{E1}) p(s) \textit{Psi}(\cdot)$ }	110.891	0.130	6
{ $\Phi(\textit{E2}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	399.342	0.120	6	{ $\Phi(s) p(s) \textit{Psi}(s)$ }	111.230	0.109	6
{ $\Phi(\textit{tall}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	400.110	0.082	6	{ $\Phi(T_{\text{mean}}) p(s) \textit{Psi}(\cdot)$ }	112.190	0.068	6
{ $\Phi(\textit{bg}+\textit{sward}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	400.595	0.064	7	{ $\Phi(s+\textit{E1}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(\cdot)$ }	112.739	0.051	8
{ $\Phi(\textit{E1}+\textit{E2}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	401.029	0.052	7	{ $\Phi(s+\textit{E1}) p(T) \textit{Psi}(\cdot)$ }	112.904	0.047	8
{ $\Phi(s) p(s+\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	401.354	0.044	8	{ $\Phi(\textit{sward}) p(s) \textit{Psi}(\cdot)$ }	113.311	0.039	6
{ $\Phi(\textit{bg}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	401.566	0.039	6	{ $\Phi(s+\textit{E1}) p(s) \textit{Psi}(\cdot)$ }	113.792	0.030	8
{ $\Phi(\textit{grass}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	401.888	0.034	6				
{ $\Phi(s+\textit{sward}) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	401.961	0.032	8				
{ $\Phi(s) p(T) \textit{Psi}(s)$ }	402.004	0.032	6				
Locality 3 (N=50; recaptures=28)				Locality 4 (N=49; recaptures=40)			
Model	AIC <sub>C</sub>	AIC <sub>C</sub> W	N.p.	Model	AIC <sub>C</sub>	AIC <sub>C</sub> W	N.p.
{ $\Phi(T_{\text{mean}}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	180.271	0.126	6	{ $\Phi(T_{\text{mean}}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	217.035	0.175	6
{ $\Phi(\textit{E1}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	180.656	0.104	6	{ $\Phi(\textit{tall}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.290	0.093	6
{ $\Phi(\textit{sward}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	180.745	0.099	6	{ $\Phi(\textit{E2}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.344	0.091	6
{ $\Phi(\textit{E2}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	180.874	0.093	6	{ $\Phi(T_{\min}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.406	0.088	6
{ $\Phi(\textit{grass}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	181.221	0.078	6	{ $\Phi(\textit{forb}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.454	0.086	6
{ $\Phi(T_{\min}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	181.222	0.078	6	{ $\Phi(\textit{grass}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.614	0.079	6
{ $\Phi(s) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	181.350	0.073	6	{ $\Phi(s) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.727	0.075	6
{ $\Phi(\textit{tall}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	181.668	0.063	6	{ $\Phi(\textit{E1}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.811	0.071	6
{ $\Phi(\textit{bg}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	181.680	0.062	6	{ $\Phi(\textit{sward}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.844	0.071	6
{ $\Phi(s) p(\cdot) \textit{Psi}(s)$ }	181.938	0.055	5	{ $\Phi(\textit{bg}) p(\textit{E1}) \textit{Psi}(s)$ }	218.861	0.070	6
{ $\Phi(s) p(\textit{E2}) \textit{Psi}(s)$ }	182.118	0.050	6	{ $\Phi(s) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	219.108	0.062	6
{ $\Phi(s) p(\textit{tall}) \textit{Psi}(s)$ }	182.302	0.046	6	{ $\Phi(s) p(\textit{E2}) \textit{Psi}(s)$ }	220.009	0.039	6
{ $\Phi(s) p(s) \textit{Psi}(s)$ }	182.716	0.037	6				
{ $\Phi(s) p(\textit{sward}) \textit{Psi}(s)$ }	182.739	0.037	6				

Presented are the MARK program's multistate models with strongest support in data (AIC<sub>C</sub> weight > 0.03) for all 4 localities. In the models, survival on the subplots ( $\Phi$ ), capture probability ( $p$ ), and movement between subplots ( $\textit{Psi}$ ) are related to combinations of various parameters – the particular subplot ( $s$ ), time ( $t$ ), sward density ( $\textit{sward}$ ), percentage of bare ground ( $\textit{bg}$ ), percentage of tall vegetation ( $\textit{tall}$ ), height of lower ( $\textit{E1}$ ) and upper ( $\textit{E2}$ ) vegetation, coverage of grasses ( $\textit{grass}$ ), coverage of forbs ( $\textit{forb}$ ), maximum temperature in a sampling day ( $T$ ), mean temperature within a sampling interval ( $T_{\text{mean}}$ ), minimum temperature within a sampling interval ( $T_{\min}$ ). AIC<sub>C</sub>W = AIC<sub>C</sub> weight; N.p. = number of parameters.

Table S4: T-test comparisons of variables values from 4 localities studied in 2011. Statistically significant (at  $\alpha = 0.05$ ) differences are in bold.

Locality	Variable	Avg. A	Avg. B	t-value	p
1	E1 (cm)	7.31	13.39	-4.12	<b>0.001</b>
1	E2 (cm)	33.17	47.19	-3.51	<b>0.004</b>
1	E2 (%)	2.56	7.94	-1.73	0.109
1	Grasses (%)	44.36	61.29	-3.22	<b>0.007</b>
1	Forbs (%)	52.86	42.57	1.89	0.084
1	Ground (%)	4.43	2.71	2.42	<b>0.033</b>
1	Sward density	1.31	1.74	-4.36	< <b>0.001</b>
2	E1 (cm)	9.87	15.89	-6.70	< <b>0.0001</b>
2	E2 (cm)	36.37	51.64	-8.25	< <b>0.0001</b>
2	E2 (%)	6.09	12.89	-3.00	<b>0.011</b>
2	Grasses (%)	56.71	49.14	2.36	<b>0.036</b>
2	Forbs (%)	41.21	50.64	-3.60	<b>0.004</b>
2	Ground (%)	5.07	3.50	2.11	0.056
2	Sward density	1.79	1.90	-0.92	0.376
3	E1 (cm)	13.57	10.46	3.91	<b>0.002</b>
3	E2 (cm)	47.40	26.24	5.82	< <b>0.0001</b>
3	E2 (%)	11.74	1.93	3.67	<b>0.003</b>
3	Grasses (%)	56.14	38.21	7.35	< <b>0.0001</b>
3	Forbs (%)	46.79	66.50	-10.12	< <b>0.0001</b>
3	Ground (%)	6.36	2.79	6.23	< <b>0.0001</b>
3	Sward density	1.81	2.17	-2.98	<b>0.011</b>
4	E1 (cm)	12.00	11.10	1.03	0.322
4	E2 (cm)	32.81	36.20	-1.05	0.316
4	E2 (%)	3.14	4.16	-1.54	0.151
4	Grasses (%)	56.14	51.57	1.95	0.075
4	Forbs (%)	52.36	53.07	-0.30	0.771
4	Ground (%)	2.07	2.36	-0.92	0.377
4	Sward density	2.37	1.67	13.77	< <b>0.0001</b>

Avg. A = average value of variable on subplot A; Avg. B = average value of variable on subplot B. Vegetation variables were: height of lower (E1) and upper (E2) storey of sward; percentage cover of the upper storey, grasses, forbs and ground; ranked sward density. For variables specifics, see Table 1.

## **Příloha V**

**Prohlášení spoluautorů o autorském podílu uchazeče na publikacích**

**Autorský podíl Stanislava Rady na publikaci:**

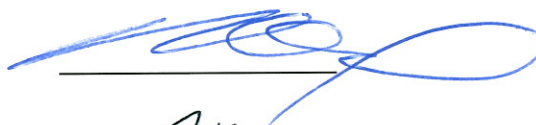
Rada S., Mazalová M., Šipoš J., Kuras T. (2014): Impacts of mowing, grazing and edge effect on Orthoptera of submontane grasslands: Perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology* 62: 123–138. (IF = 0.567)

Stanislav Rada provedl terénní sběr dat a determinaci materiálu, podílel se na statistickém zpracování dat a interpretaci výsledků. Podílel se na sepsání první verze rukopisu a na jeho finalizaci. Jako korespondenční autor komunikoval s redakcí časopisu a zapracovával připomínky recenzentů.

Jeho procentuální podíl na publikaci tedy činí přibližně 45 %.

Spoluautoři svým podpisem stvrzují pravdivost uvedeného podílu Stanislava Rady na publikaci:

Monika Mazalová



Jan Šipoš



Tomáš Kuras



**Autorský podíl Stanislava Rady na publikaci:**

Mazalová M., Šipoš J., Rada S., Kašák J., Šarapatka B., Kuras T. (2015): Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology* 112: 734–746. (IF = 0.954)

Stanislav Rada se podílel na terénním sběru dat a na determinaci materiálu. Dále se podílel na finalizaci rukopisu.

Jeho procentuální podíl na publikaci tedy činí přibližně 10 %.

Spoluautoři svým podpisem stvrzují pravdivost uvedeného podílu Stanislava Rady na publikaci:

Monika Mazalová

Jan Šipoš

Josef Kašák

Bořivoj Šarapatka

Tomáš Kuras



**Autorský podíl Stanislava Rady na publikaci:**

Rada S., Štěpánová L., Losík J., Šipoš J., Holuša J., Kuras T. (2015): How does *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acrididae) cope on the northern edge of its distribution? A demographical study of a completely isolated population. *European Journal of Entomology* 112: 486–492. (IF = 0.954)

Stanislav Rada se podílel na statistickém zpracování dat a interpretaci výsledků. Podílel se na sepsání první verze rukopisu a na jeho finalizaci. Jako korespondenční autor komunikoval s redakcí časopisu a zapracovával připomínky recenzentů.

Jeho procentuální podíl na publikaci tedy činí přibližně 25 %.

Spoluautoři svým podpisem stvrzují pravdivost uvedeného podílu Stanislava Rady na publikaci:

Lucie Štěpánová

Jan Losík

Jan Šipoš

Jaroslav Holuša

Tomáš Kuras

**Autorský podíl Stanislava Rady na publikaci:**

Rada S., Spitzer L., Šipoš J., Kuras T. (2017): Habitat preferences of the grasshopper *Psophus stridulus*, a charismatic species of submontane pastures. *Insect Conservation and Diversity* (in press, published online). (IF = 2.367)

Stanislav Rada provedl terénní sběr dat, podílel se na jejich statistickém zpracování a interpretaci výsledků. Sepsal první verzi rukopisu a podílel se na jeho finalizaci. Jako korespondenční autor komunikoval s redakcí časopisu a zapracovával připomínky recenzentů.

Jeho procentuální podíl na publikaci tedy činí přibližně 50 %.

Spoluautoři svým podpisem stvrzují pravdivost uvedeného podílu Stanislava Rady na publikaci:

Lukáš Spitzer



Jan Šipoš



Tomáš Kuras





UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



# **Vliv hospodaření na hmyzí společenstva travinných ekosystémů**

**Stanislav Rada**

**Autoreferát doktorské disertační práce**

Olomouc 2018

Doktorský studijní program: P1606 Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ekologie

Uchazeč: **Mgr. Stanislav Rada**

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci  
Katedra ekologie a životního prostředí

Školitel: **prof. MVDr. Emil Tkadlec, CSc.**

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci  
Katedra ekologie a životního prostředí

Konzultant: **RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.**

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci  
Katedra ekologie a životního prostředí

Oponenti: **prof. RNDr. Zdeněk Laštůvka, CSc.**

Agronomická fakulta Mendlovy zemědělské a lesnické univerzity  
Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství

**doc. RNDr. Petr Kočárek, Ph.D.**

Přírodovědecká fakulta Ostravské Univerzity  
Katedra biologie a ekologie

Obhajoba disertace se koná dne ..... v ..... hodin v učebně .....  
na Katedře ekologie a životního prostředí PřF Univerzity Palackého v Olomouci,  
Šlechtitelů 27, Olomouc.

S disertační prací je možné se seznámit na Studijním oddělení Děkanátu PřF Univerzity  
Palackého v Olomouci, tř. 17. listopadu 12, Olomouc.

Rada S. (2018): Vliv hospodaření na hmyzí společenstva travinných ekosystémů [Impact of farming activities on insect communities living in grassland ecosystems]. Doktorská disertační práce, Univerzita Palackého, Olomouc.

## ABSTRACT

Biodiversity conservation at the beginning of the 21<sup>st</sup> century is of consensual international interest. Yet, we are experiencing an enormous biodiversity loss. A big part of European biodiversity is bound to the grassland ecosystems (meadows and pastures), which are sustained by agricultural management (mowing and grazing). Agricultural intensification and abandonment of peripheral areas are responsible for impoverishment and decline of valuable grassland habitats. Therefore, it is desirable to study the response of preserved grasslands to various managements and to uncover ecological requirements of local endangered species.

This thesis is aiming at 1) specifying impact of mowing, grazing and linear landscape features on indicator important arthropod communities in submontane grassland ecosystems; 2) specifying demographic characteristics and habitat preferences of two endangered locusts (*Psophus stridulus* and *Oedipoda germanica*), which are dependent on management of treeless habitats. Then, based on the results of the both thematic parts, we determined general recommendations for management of grassland ecosystems and for conservation of the two locust species studied.

The first part of the thesis proceeds from studies conducted in submontane meadows and pastures in Hrubý Jeseník Mts. situated in northeast of the Czech Republic. The effect of mowing in interaction with time proved to be significant for arthropod community. Immediate impact of grazing was apparent only in some Orthoptera. By negative immediate effect of mowing were afflicted particularly arthropod orders with low mobility. In the long-term, the higher species richness was brought about by low-intensity mowing and by combination of mowing and low-intensity grazing; species richness on grazed-only patches or patches without management was lower. We further proved that linear landscape features (strips of grass and belts of trees) increase abundances of arthropods in agroecosystems. Based on the results, we recommend delayed mowing, uncut grass refuges left and establishment of the linear landscape features.

In the second part of the thesis, we focused on locust *Oedipoda germanica* in the České středohoří Mts. situated in the northwest of the Czech Republic and on locust *Psophus stridulus* in the Vsetínské vrchy hills situated in the eastern part of the Czech Republic. We found a positive effect of temperature on the survival of *O. germanica* adults in the small isolated population was proved. *Psophus stridulus* clearly preferred southern slopes with sparse low vegetation and patches of bare ground; sward density was the key factor. To preserve both species on their localities, an active management, which prevents overgrowing and shading, is needed. In case of *O. germanica*, removal of shrubs and trees and subsequent grazing is suggested; in case of *P. stridulus*, low-intensity grazing and mowing is suitable. *Psophus stridulus* is a charismatic candidate for flagship and umbrella species of submontane xerothermic grasslands.

**Key words:** arthropods, biodiversity, grazing, locust, meadow, mowing, *Oedipoda*, Orthoptera, pasture, *Psophus*

## OBSAH

1. Úvod.....	5
2. Cíle práce.....	7
3. Studované taxony.....	7
3.1. Hmyz jako biologický indikátor .....	7
3.2. Saranče německá a saranče vrzavá .....	8
4. Metodika.....	9
4.1. Studijní lokality.....	9
4.2. Studijní design a použité metody.....	10
4.2.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin.....	10
4.2.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé.....	10
5. Souhrn hlavních výsledků .....	11
5.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin.....	11
5.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé – příklad druhů závislých na obhospodařování krajiny .....	13
5.3. Závěr.....	14
6. Přehled použité literatury .....	15
7. Seznam publikací autora .....	21
7.1. Publikace zařazené do disertační práce .....	21
7.2. Další odborné publikace .....	21
7.3. Příspěvky na konferencích.....	22
7.4. Popularizační publikace.....	22

## 1. ÚVOD

Ochrana biologické rozmanitosti na Zemi je konsenzuálním mezinárodním zájmem, jak dokládá mezinárodní úmluva o biologické rozmanitosti (*Convention on Biological Diversity*; CBD 2010). Přesto i dnes, v prvních dekádách 21. století, vnímáme rychlý úbytek celosvětové biodiverzity (Butchart et al. 2010; Pimm et al. 2014; McCallum 2015). Ten se neprojevuje jen v absolutním a nevratném vymírání biologických druhů, ale mnohem častěji v ochuzování regionální a lokální biodiverzity (Sodhi et al. 2004; Biesmeijer et al. 2006; Brooks et al. 2012; Vogt-Schilb et al. 2015) a snižování početnosti i běžných druhů (Hallmann et al. 2017).

V Evropě je významná část biologické rozmanitosti spojena s hospodařením člověka v krajině, zejména prostřednictvím utváření bezlesých biotopů v jinak lesní klimatické zóně (Bignal a McCracken 1996). Počátky přetváření evropské krajiny lidmi sahají přinejmenším do neolitu, kdy první rolníci a pastevci svou činností bránili zarůstání zbytků bezlesí expandujícími lesy, které se šířily následkem oteplení a zvlhčení klimatu po skončení posledního glaciálu (Sádlo et al. 2005; Ložek 2007; Hejcman et al. 2013). Následný rozvoj zemědělství znamenal další odlesňování a vytvoření pestré krajinné mozaiky, nabízející nejrůznější typy lesních a bezlesých biotopů. Ty umožnily přežití mnoha původních druhů organismů vázaných na otevřená stanoviště a byly dále kolonizovány i nově přichozími druhy ze stepní zóny (Ložek 2007). Člověk podstatně utlumil činnost velkých divokých herbivorů a disturbancí typu vichřic, povodní, požárů, lavin či hmyzích kalamit a zároveň je nevědomky nahradil zemědělským hospodařením (Sádlo et al. 2005; Ložek 2007; Hejcman et al. 2013; Dengler et al. 2014).

V průběhu 20. století došlo k celospolečenským změnám, doprovázeným prudkým rozvojem průmyslu, technologií a měst, odklonem většiny obyvatelstva od zemědělství a změnou vztahu k půdě (Hobsbawm 2001). Moderní zemědělská produkce přinesla nástup dvou protikladných, ale vzájemně propojených trendů – intenzifikaci hospodaření na výnosných pozemcích a upouštění od hospodaření na méně výnosných plochách – společně zapříčínující změny v krajině, destrukci stanovišť a ochuzení biodiverzity (Stoate et al. 2001; Lütolf et al. 2009; Uchida a Ushimaru 2014).

Intenzifikace umožnila zvýšení a zrychlení produkce za cenu chemizace a celkové unifikace. Tato unifikace se projevila scelováním dříve rozdrobených zemědělských pozemků, likvidací liniových krajinných prvků (meze, remízky, aj.) nebo



melioracemi (Stoate et al. 2001; Benton et al. 2003). Projevuje se také ve sjednocování trhů a postupů, pěstování jen několika málo dominantních plodin a nejnávýnosnějších odrůd a ve svém důsledku v homogenizaci krajiny (Benton et al. 2003; Stoate et al. 2009). Druhý trend – upouštění od hospodaření – znamená postupný zánik nelesních biotopů na okrajových, málo výnosných pozemcích, které přitom často hostí pestrá společenstva rostlin a živočichů. Po upuštění od hospodaření (typicky extenzivní pastvy a seče) zarůstají tyto lokality ruderní vegetací, keři a stromy a původní nelesní společenstva z nich vymizí (Stoate et al. 2009; Uchida a Ushimaru 2014). Procesy intenzifikace a upouštění nadále postupují – nejpatrněji ve východní a jihovýchodní Evropě (Donald et al. 2001; Tryjanowski et al. 2011), ale také v České republice.

Pokusem o nahrazení vesměs zaniklé extenzivní hospodářské činnosti člověka v krajině je zavedení agroenvironmentálních programů motivujících zemědělce k údržbě krajiny prostřednictvím dotací (Stoate et al. 2009). Dopad zavedených dotačních programů na ochranu biodiverzity je v některých případech pozitivní (Stoate et al. 2009), v jiných nejednoznačný nebo smíšený (Kleijn et al. 2006). V určitých případech může „agroenvi“ přispívat k nežádoucí homogenizaci krajiny a ochuzení biodiverzity, protože vyžaduje jednotné termínování seče na velkých plochách (Konvička et al. 2008; Čížek et al. 2012). Podobně diskutabilní je státem podporované zalesňování nevýnosných pozemků, při kterém jsou často biologicky cenné louky či pastviny přeměňovány na smrkové plantáže (Tkáčiková et al. 2013).

Výsledným stavem zemědělských změn 20. a začátku 21. století je tedy uniformní, homogenizovaná krajina, kde na jedné straně stojí intenzivně obhospodařovaná orná půda a jednotně sečené produkční louky a na druhé straně stále se rozšiřující plocha hospodářských lesů typu stejnověkových monokultur. V krajině tedy chybí extenzivně obhospodařované bezlesí a jemná krajinná mozaika v prostoru i čase zajišťující heterogenitu. Heterogenní krajina ze své podstaty jednak poskytuje větší škálu stanovišť hostící více různých organismů, jednak umožňuje perzistenci více druhů umožněním přesunů v prostoru a čase (Benton et al. 2003; Hendrickx et al. 2007; Ekroos et al. 2010).

## 2. CÍLE PRÁCE

Výše popsané procesy intenzifikace a upouštění od hospodaření, které likvidují biodiverzitu spojenou s obhospodařováním bezlesých biotopů, nadále postupují. Je tudíž žádoucí studovat odezvu zbytku zachovalých travinných ekosystémů na různé druhy hospodaření, potažmo zjistit ekologické nároky jednotlivých ohrožených druhů těchto biotopů.

Práce si proto klade tyto cíle:

- a) Stanovit vliv seče, pastvy a liniových krajinných prvků na bezobratlé podhorských travinných ekosystémů. Na základě výsledků formulovat obecná doporučení pro obhospodařování luk a pastvin.
- b) Stanovit demografické charakteristiky a biotopové preference vybraných druhů ohrožených sarančí (saranče německá a vrzavá), závislých na obhospodařování bezlesí. Následně formulovat doporučení pro ochranu těchto druhů, týkající se zejména způsobu obhospodařování.

## 3. STUDOVANÉ TAXONY

### 3.1. *Hmyz jako biologický indikátor*

Hmyz má nezastupitelnou roli v provozu ekosystémů jako součást potravních řetězců a složitých mutualistických nebo parazitických vztahů, zároveň zajišťuje významné ekosystémové služby, jako je např. dekompozice biomasy nebo opylování hmyzosnubných rostlin (Klein et al. 2007; Potts et al. 2016; Schowalter 2016). Společenstva hmyzu citlivě odrážejí změny podmínek v prostředí, čehož je hojně využíváno k bioindikaci (Menéndez 2007; Gerlach et al. 2013; Schowalter 2016). Často se také zjišťují změny ve struktuře hmyzích společenstev při uplatnění různých druhů hospodaření v travinných ekosystémech (Čížek et al. 2012; Kruess a Tscharrntke 2002; Marini et al. 2009; Simons et al. 2016).

Brouci (Coleoptera) jsou velmi rozrůzněným řádem s rozmanitými potravními strategiemi. Zároveň jsou skupinou populární a dobře probádanou. Tyto vlastnosti je předurčují k použití jakožto indikační a modelové skupiny pro monitoring a interpretaci změn (Hutcheson 1990; Gerlach et al. 2013). Podobně i denní motýly (Rhopalocera), kteří sice nedosahují takového počtu druhů a takové rozmanitosti v potravních strategiích jako brouci, ale můžeme je považovat za nejpopulárnější a nejprobádanější

skupinu hmyzu, přinejmenším v Evropě (Erhardt a Thomas 1991; Van Swaay et al. 2008). Čmeláci (rod *Bombus*) citlivě reagují na pestrost nabídky kvetoucích rostlin a stanovišť k hnízdění (Goulson et al. 2008; Lye et al. 2012).

Rovnokřídlí (Orthoptera) jsou jednou z dominantně zastoupených skupin živočichů v travinných ekosystémech (Ingrisch a Köhler 1998a; Keßler et al. 2012), kde jsou významnými primárními konzumenty (Köhler et al. 1987; Blumer a Diemer 1996). Dále slouží jako potrava mnoha predátorům, jak bezobratlým, tak obratlovcům (Belovski a Slade 1993; Ingrisch a Köhler 1998a; Danner a Joern 2004). Pro jejich početnost, snadné vzorkování a schopnost reagovat na environmentální změny jsou rovnokřídlí široce používanou modelovou a indikační skupinou (Báldi and Kisbenedek 1997, Andersen et al. 2001, Kruess a Tschardt 2002, Fartmann et al. 2012).

### **3.2. Saranče německá a saranče vrzavá**

Oba jmenované druhy sarančí jsou příkladem ohrožených druhů, mizejících z důvodu upouštění od hospodaření na jejich biotopech a/nebo kvůli intenzifikaci hospodaření. Jedná se o velké charismatické druhy s červenou barvou zadních křídel. Mají specifické nároky na biotop a současně nízkou mobilitu, což jsou vlastnosti, které zvyšují riziko jejich vyhynutí (Reinhardt et al. 2005).

Saranče německá, *Oedipoda germanica* (Latreille, 1804), má těžiště rozšíření v jižní Evropě (od Pyrenejí po Krym). Severní hranice areálu prochází Německem a Českou republikou (Wagner 2000; Holuša et al. 2009). Je kriticky ohrožená jak v České republice (Holuša et al. 2017), tak v Německu (Ingrisch a Köhler 1998b). Jedná se o značně teplomilný druh, obývající skalní stepi nebo spoře porostlé skály na jižně orientovaných svazích. Patrně všechna druhem obývaná stanoviště ve střední Evropě jsou udržována nebo vytvořena lidskou činností (Wagner 2000; Holuša et al. 2009). Schopnost disperze s. německé je velmi omezená – nejdelší zaznamenaný přelet činí 500 m (Zöller 1995) a medián celožitovní rozptylové vzdálenosti jedince je zhruba 30 m (Zöller 1995; Wagner 2000). V ČR je v současnosti známo 7 lokalit druhu v Českém krasu a jediná lokalita v Českém středohoří; na ostatních lokalitách v Českém středohoří druh vyhynul během 20. století (Holuša et al. 2009).

Saranče vrzavá, *Psophus stridulus* (Linnaeus, 1758), je eurosibiřský druh s areálem sahajícím od Španělska na východ po Mongolsko a na sever po Skandinávii. Nejedná se tedy o druh, který by v České republice přežíval na okraji areálu. Přesto

tento typický prvek podhorských luk a pastvin, původně v ČR hojný, během 2. poloviny 20. století vymizel z většiny lokalit a nyní je vzácný a lokální (Pecina 1982; Holuša 2000; Spitzer 2007). V červeném seznamu ČR je s. vrzavá evidována jako ohrožený druh (Holuša et al. 2017). V Belgii a Nizozemsku vyhynula (Olmo-Vidal 2006), stejně tak v několika spolkových zemích Německa (Hemp a Hemp 2003). Výrazný ústup druhu je zdokumentován také v mnoha dalších evropských zemích (Luquet 1982; Väisänen et al. 1991; Kindvall et al. 1993; Olmo-Vidal 2002; Głowaciński a Nowacki 2004; Budrys a Pakalniškis 2007). Jedná se o značně sedentární druh – nelétavé samice zůstávají celý život na několika málo čtverečních metrech (Janßen a Reich 1998; Weibart a Fischer 2006). Nejdelší zaznamenaný přelet samce činil méně než 700 m (Buchweitz 1993).

## **4. METODIKA**

### ***4.1. Studijní lokality***

Studie vlivu obhospodařování luk a pastvin na společenstva bezobratlých proběhla v podhůří Jeseníků v oblasti Přemyslovského sedla. Jedná se o komplex luk a pastvin v nadmořské výšce 730–830 m n. m., obklopený lesy. Zdejší vesměs květnaté louky a pastviny s polopřirozeným charakterem jsou extenzivně sečeny, případně paseny skotem.

Saranče německá byla studována v izolované populaci na vrchu Košťál v Českém středohoří. Jižní strana kopce má charakter skalní stepi až lesostepi se strmými svahy a skalními převisy. Výhledové skály tvoří v okolní krajině ostrov s teplým mikroklimatem.

Pro vyhodnocení biotopových preferencí a demografie saranče vrzavé byly vybrány lokality ve Vsetínských vrších v údolích pravostranných přítoků Vsetínské Bečvy (430–700 m n.m.). V této oblasti se částečně zachovalo tradiční valašské zemědělské hospodaření. V první části studie byly podrobně studovány 4 populace na 4 lokalitách, následující rok pak bylo provedeno rozsáhlé ohodnocení 179 luk a pastvin, pokrývajících většinu bezlesí v oblasti.

## **4.2. Studijní design a použité metody**

### **4.2.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin**

Bylo zvoleno 12 studijních ploch (luk a pastvin), vymezených přirozenými hranicemi jako okraj lesa, remízek, silnice. Část ploch byla jednou ročně sečena, část ploch pasena skotem a část ploch měla smíšený management. Vzorkování probíhalo v letech 2009 a 2010 pomocí Moerickeho žlutých misek uspořádaných v transektech napříč studijními plochami. Misky byly instalovány nepřetržitě od května do září; výběry vzorků probíhaly v přibližně desetidenních intervalech. Zachycený materiál bezobratlých byl posléze třízen do řádů a jeho část byla dále determinována na druhovou úroveň (denní motýli, čmeláci, brouci a rovnokřídlí). Pro samostatné zhodnocení odezvy rovnokřídlých (Orthoptera) byl použit jednak nasbíraný materiál ze žlutých misek ze sezóny 2010, jednak paralelní vzorkování smýkáací sítí. Vzorkování smýkáním proběhlo třikrát v sezóně 2010. Odchycení rovnokřídlí byli určováni přímo v terénu a vypouštění, případně uchování v etanolu a určení v laboratoři.

Do analýz bylo zahrnuto 10 řádů hmyzu, pavouci, sekáči a chvostoskoci. Vysvětlujícími proměnnými byly okamžitý nebo dlouhodobý efekt seče a pastvy, včetně jejich absence nebo kombinace, a vzdálenost od meze nebo remízku. Vysvětlovanými proměnnými byly počty jedinců jednotlivých řádů, druhová bohatost, početnosti jednotlivých druhů denních motýlů, čmeláků a brouků a funkční diverzita brouků. V dílčích analýzách bylo využito také rozdělení na funkční skupiny podle mobility, trofické a biotopové příslušnosti. Odpověď rovnokřídlých byla testována na úrovni celkové abundance dospělců a nymf a na úrovni početností jednotlivých druhů. Vysvětlujícími proměnnými byly okamžitý efekt seče a pastvy a vzdálenost od meze nebo remízku. Většina analýz byla provedena pomocí mnohorozměrných metod (RDA, CCA) a generalizovaných lineárních modelů za užití programů Canoco 4.5 a R.

### **4.2.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé**

Demografická studie izolované populace saranče německé na vrchu Košťál probíhala v letech 2008, 2009 a 2010. Použili jsme metodu zpětných odchyťů značených jedinců (*Capture-Mark-Recapture*, CMR). Lokalita byla navštívena sedmkrát za sezónu v červnu až říjnu. Na základě odchyťových dat byly v programech Jolly a POPAN vypočítány velikosti populace v jednotlivých letech a míra přežívání. Následně jsme

testovali vliv teploty na přežívání dospělců saranče za použití lineárních smíšených modelů v softwaru R.

Výzkum biotopových preferencí saranče vrzavé ve Vsetínských vrších probíhal v letech 2011 a 2012. V sezóně 2011 byly pomocí metody CMR studovány 4 populace na 4 lokalitách. Lokality byly navštíveny sedmkrát během srpna a září. Každá lokalita byla rozdělena na plochu A a B, které se lišily obhospodařováním a charakterem vegetace. Přesuny sarančí mezi těmito plochami byly zaznamenávány. V srpnu 2012 bylo jednorázově vyhodnoceno 179 luk a pastvin s různým sklonem a orientací svahu, obhospodařováním a charakterem vegetace. Saranče vrzavá se vyskytovala na 24 % z nich. Na studijních plochách z obou sezón byly měřeny vegetační charakteristiky, zaznamenáván typ uplatňovaného hospodaření a další environmentální proměnné. Data z CMR studie byla analyzována v programu MARK za použití *multistate* modelů. V dalším kroku byly porovnávány pravděpodobnosti přežívání a přesunu mezi plochami v souvislosti s rozdíly v charakteristikách vegetace. Data ze sezóny 2012 byla testována pomocí GLM modelu, do kterého vstupovala abundance sarančí na plochách jako závislá proměnná a získané environmentální proměnné jako prediktory. Kromě toho byly sestrojeny GLM modely pro zobrazení individuálního efektu jednotlivých environmentálních proměnných na přítomnost saranče.

## 5. SOUHRN HLAVNÍCH VÝSLEDKŮ

### 5.1. Vliv seče a pastvy na bezobratlé podhorských luk a pastvin

Seč v interakci s časem měla významný vliv na strukturu společenstev bezobratlých. Naproti tomu efekt pastvy nebyl statisticky průkazný. Neprůkazný vliv pastvy na společenstva si vysvětlujeme tím, že pastva skotu na studijních plochách byla až příliš extenzivní (pouze 0,82–0,84 dobytčích jednotek na ha). Pastevní intenzita významně mění efekt pastvy na společenstvo bezobratlých (Kruess a Tschardtke 2002; Batáry et al. 2007; Fabriciusová et al. 2011). Okamžitý efekt pastvy se projevil na změně početnosti jen v případě některých druhů rovnokřídých, přičemž část těchto druhů početnost zvyšovala, část snižovala

Okamžitý efekt seče měl za následek snížení celkových abundancí, nejvýraznější pokles byl u řádů bezobratlých s nízkou mobilitou. Seč způsobuje přímou mortalitu (Humbert et al. 2010), výraznou změnu mikroklimatických podmínek (Gardiner a Hassall 2009), redukci potravních zdrojů (Čížek et al. 2012) a zvýšení rizika predace

(Braschler et al. 2009). Zvýšení početnosti některých druhů bezprostředně po seči je zřejmě metodickým artefaktem.

Dlouhodobý efekt hospodaření na plochách byl testován pomocí rarefakčních křivek. Vyšší druhová bohatost brouků a motýlů byla zaznamenána na plochách obhospodařovaných sečí a sečí v kombinaci s pastvou, zatímco na plochách pouze pasených nebo neobhospodařovaných byla nižší. Důležité je podotknout, že v obou případech se jednalo o extenzivní typ hospodaření (seč jedenkrát ročně a pastva se zátěží 0,82–0,84 dobytčích jednotek na ha). Extenzivní seč se tedy jeví jako vhodný způsob obhospodařování luk s cílem podpory populací bezobratlých (Rundlof et al. 2008; Čížek et al. 2012). Současné (nebo střídavé) praktikování seče a pastvy na stejných plochách kombinuje výhody obou typů managementu – potlačení dominantních trav sečí, vytvoření heterogenního pastvinného porostu s řadou mikrohabitatů, vyrovnaný poměr živin (Mládek et al. 2006; Mládková et al. 2015).

Většina řádů bezobratlých a většina druhů motýlů vykazovala vyšší abundance blíže k mezím a remízům. Meze a remízky mohou být pro hmyz atraktivní z důvodu stálejšího mikroklimatu a úkrytu před větrem a predátory (Maudsley 2000; Merckx et al. 2009). Zároveň představují pro množství druhů migrační koridor (Davies a Pullin 2007) a jako ekotonální biotopy mohou přirozeně hostit více druhů (např. Ewers a Didham 2006). Mohou též fungovat jako refugia při seči – význam nesečených refugií pro luční hmyz je nesporný (Humbert et al. 2012).

Na základě výše uvedených zjištění a v souladu s autory podobných studií (např. Merckx et al. 2009, 2010; Fabriciusová et al. 2011; Čížek et al. 2012; Humbert et al. 2012; Bruppacher et al. 2016; Buri et al. 2016) doporučujeme pro obhospodařování podhorských luk respektovat následující doporučení:

- 1) Termín seče posunout na pozdější vegetační období, aby většina bezobratlých stihla dokončit svůj vývoj a rozmnožit se. Jako vhodné se jeví provádět seč od druhé poloviny července dále, ideálně ale až od srpna či září. Navíc je velmi žádoucí seč rozložit do delší časové doby tak, aby vegetace na prvně sečených loukách stačila aspoň částečně dorůst, než budou posečeny naposled sečené plochy. Samozřejmostí je nízká frekvence seče – únosná je jen jedna až dvě seče ročně.
- 2) Neposečené pásy ponechané do dalšího roku poskytnou útočiště (refugia) široké škále druhů. Pozitivní efekt pro bezobratlé bude nejvyšší, pokud budou tyto pásy ponechány podél liniových krajinných prvků, jako jsou travnaté meze, remízky nebo lesní okraje.

3) Liniové krajinné prvky typu remízků či mezí mohou znatelně zvýšit abundance hmyzu (a nepochybně i dalších živočichů) v agroekosystémech, zejména prostřednictvím zvýšené krajinné heterogenity. Proto je žádoucí jejich zřizování.

4) Pastva je často doporučována jako vhodná alternativa k seči. Na základě našich výsledků je její efekt v podhorských pastvinách nejlepší v kombinaci se sečí (tzn. provádět oba managementy na ploše současně anebo je mezisezónně střídat).

## **5.2. Ekologie saranče německé a saranče vrzavé – příklad druhů závislých na obhospodařování krajiny**

Izolovaná populace saranče německé (*Oedipoda germanica*) v Českém středohoří je malá se značnými meziročními fluktuacemi (odhad velikosti populace byl 136 dospělců pro rok 2008, 70 pro rok 2009 a 122 pro rok 2010, což představuje meziroční rozdíl 49 %). Do jaké míry je takováto populace životaschopná je sporné (srovnej Wagner 2000; Traill et al. 2007; Flather et al. 2012; Jamieson a Allendorf 2012). Téměř všechny populace saranče německé na severním okraji areálu čítají méně než 300 jedinců a žijí na drobných izolovaných ostrovech výhřevných stanovišť (např. Hess a Ritschel-Kandel 1992; Zöller 1995; Maier 2003; Holuša et al. 2009). Tyto zbylé periferní populace ve střední Evropě jsou zjevně ohroženy vyhynutím a snahy o jejich ochranu se budou potýkat s obdobnými problémy. V naší následné analýze jsme prokázali pozitivní efekt teploty na přežívání dospělců saranče německé. Hlavním ohrožujícím faktorem druhu je zarůstání lokalit dřevinami a další vegetací (Hess a Ritschel-Kandel 1992; Zöller 1995; Holuša et al. 2009), které prostřednictvím stínění snižují teplotu na lokalitě a způsobují zánik vhodného biotopu. Je tedy potřeba odstranit náletové dřeviny a pokud možno regulovat sukcesní zarůstání lokalit pastvou koz a ovcí.

Kombinované výsledky několika analýz ukázaly, že saranče vrzavá (*Psophus stridulus*) preferuje jižní svahy s řídkou nízkou vegetací a ploškami obnažené půdy, přičemž klíčovým faktorem, který ovlivňuje přítomnost druhu na stanovišti, je hustota vegetace. Tyto biotopy jsou zjevně preferovány kvůli jejich výhřevnému mikroklimatu, které je potřebné pro úspěšný vývoj vajíček a nymf saranče vrzavé (Hemp a Hemp 2003; Weibart a Fischer 2006). Navzdory této termofilii saranče vrzavá není druhem obývajícím mladá sukcesní stadia vegetace. Vyžaduje specifický stabilní biotop, kde růstu vysoké a husté vegetace brání přírodní nebo antropogenní podmínky (Kolb a



Fischer 1994; Bönsel a Runze 2000; Hemp a Hemp 2003). Na rozdíl od některých příbuzných termofilních druhů sarančí má saranče vrzavá velmi nízkou mobilitu (námi zaznamenaný nejdelší přelet v roce 2010 byl 180 m; 82 % zaznamenaných přesunů bylo kratších než 70 m), což ji znevýhodňuje v kolonizaci nových lokalit.

V souladu s autory starších studií (Buchweitz 1993; Kolb a Fischer 1994; Weibart a Fischer 2006) navrhneme managementová opatření potřebná pro zachování či obnovu biotopů ohrožené saranče vrzavé. Opatření by měla být postavena na obnově extenzivního hospodaření na zbývajících lokalitách saranče vrzavé, případně na potenciálně vhodných biotopech v blízkém okolí. Mělo by se jednat o extenzivní pastvu ovcí či skotu, případně pastvu kombinovanou se sečí.

Saranče vrzavá se jeví jako vhodný vlajkový a deštníkový druh xerothermních podhorských pastvin. Uznávaným vlajkovým a deštníkovým druhem tohoto biotopu již je modrásek černoskvrnný, *Phengaris arion* (Linnaeus, 1758) (Simcox et al. 2005; Spitzer et al. 2009). Uvedené druhy se často se vyskytují společně, biotopové optimum modráska černoskvrnného však leží v mírně starších sukcesních stádiích (Nagy et al. 2005; Varga-Sipos a Varga 2005; Spitzer et al. 2009). Bylo by tedy vhodné udržovat jejich společný biotop tak, aby vyhovoval oběma druhům. Tento tandem deštníkových druhů („*umbrella tandem*“) by mohl efektivně pomoci v zachování biodiverzity xerothermních podhorských pastvin.

### 5.3. Závěr

Významný pokles druhové rozmanitosti, který pozorujeme v posledních dekádách v Evropě, se týká zejména druhů vázaných na přirozená a polopřirozená bezlesí (Erhardt a Thomas 1991; Benton et al. 2003; Biesmeijer et al. 2006). Na bezlesé biotopy je vázána většina druhů rovnokřídlých (Kočárek et al. 2013) a denních motýlů (Beneš et al. 2002) České republiky a ještě výraznější část ohrožených druhů těchto dvou skupin (Beneš a Konvička 2017; Holuša et al. 2017). V jiných skupinách není převaha nelesních druhů tak výrazná, přesto je zřejmý význam nelesních stanovišť pro řadu ohrožených druhů.

Je tedy zřejmé, že bezlesá stanoviště zasluhují ochranu. Dnes již víme, že pro ochranu většiny bezlesých biotopů je nutné obhospodařování. Jak nejlépe nastavit parametry hospodaření, aby byla podpořena biodiverzita, se snažíme stále zjistit. K tomuto poznání přispěla i předložená práce svými konkrétními doporučeními. Zjevné je, že přístupy se budou lišit podle konkrétních stanovištních podmínek a jednotlivých

cílových druhů nebo skupin, které chceme na lokalitě podpořit. Asi jediným obecně platným principem je zajištění co nejvyšší heterogenity v prostoru i v čase, což je považováno za klíč k uchování biologické rozmanitosti v Evropě (Benton et al. 2003).

## 6. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

- Andersen A.N., Ludwig J.A., Lowe L.M., Rentz D.C.F. (2001): Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology* 26: 213–222.
- Báldi A., Kisbenedek T. (1997): Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66: 121–129.
- Batáry P., Orci K.M., Báldi A., Kleijn D., Kisbenedek T., Erdős S. (2007): Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology* 8: 280–290.
- Belovski G.E., Slade J.B. (1993): The role of vertebrate and invertebrate predators in a grasshopper community. *Oikos* 68: 193–201.
- Beneš J., Konvička M. (2017): Hesperioidea a Papilionoidea (denní motýli). Pp. 206–211. – In: Hejda R., Farkač J., Chobot K. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí. *Příroda* 36: 1–612.
- Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V., Weidenhoffer Z. (2002): Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. SOM, Praha.
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- Biaggini M., Consorti R., Dapporto L., Dellacasa M., Paggetti E., Corti C. (2007): The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 183–191.
- Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemiller R., Edwards M., Peeters T., Schaffer A.D., Potts S.G., Keenkers R., Thomas C.D., Settele J., Kumin W.E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.
- Bignal E.M., McCracken D.I. (1996): Low-Intensity Farming Systems in the Conservation of the Countryside. *Journal of Applied Ecology* 33: 413–424.
- Blades D.C.A., Marshall S.A. (1994): Terrestrial arthropods of Canadian peatlands: Synopsis of pan trap collections at four southern Ontario peatlands. In: Finnamore A.T., Marshall S.A. (eds.): *Terrestrial Arthropods of Peatlands, with Particular Reference to Canada*, Symposium volume on Peatland Arthropods. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 169: 221–284.
- Blumer P., Diemer M. (1996): The occurrence and consequences of grasshopper herbivory in an alpine grassland, Swiss central Alps. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 28: 435–440.
- Bonada N., Prat N., Resh V.H., Statzner B. (2006): Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495–523.
- Bönsel A., Runze M. (2000): Ein Habitat der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L. 1758) im nordöstlichen Polen. *Articulata*, 15, 49–52.
- Braschler B., Marini L., Thommen G.H., Baur B. (2009): Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. *Ecological Entomology* 34: 321–329.
- Brooks D.R., Bajer J.E., Clark S.J., Monteith D.T., Andrews C., Corbett S.J., Beaumont D.A., Chapman J.W. (2012): Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49: 1009–1019.
- Bruppacher L., Pellet J., Arlettaz R., Humbert J.Y. (2016): Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196: 196–202.
- Budrys E., Pakalniškis S. (2007): The Orthoptera (Insecta) of Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 17: 105–115.

- Buri P., Humbert J.Y., Stańska M., Hajdamowicz I., Tran E., Entling M.H., Arlettaz R. (2016): Delayed mowing promotes planthoppers, leafhoppers and spiders in extensively managed meadows. *Insect Conservation and Diversity* 9: 536–545.
- Buchweitz M. (1993): Zur Ökologie der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus*, L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität, Populationsstruktur und Habitatwahl. *Articulata* 8: 39–62.
- Butchart S.H.M., Walpole M., Collen B., van Strien A., Scharlemann J.P.W., Almond R.E.A. et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168.
- Butovsky R.O. (2011): Heavy metal in carabids (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* 100: 215–222.
- Campbell J.W., Hanula J.L. (2007): Efficiency of Malaise traps and coloured pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 11: 399–408.
- Cameron S.A., Hines H.M., Williams P.H. (2007): A comprehensive phylogeny of the bumble bees (*Bombus*). *Biological Journal of the Linnean Society* 91: 161–188.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S., Naeem S. (2012): Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- [CBD] Convention on Biological Diversity (2010): Conference of the Parties Decision X/2: Strategic plan for biodiversity 2011–2020. Dostupné online: [www.cbd.int/decision/cop?id=12268](http://www.cbd.int/decision/cop?id=12268).
- Čížek O., Zámečník J., Tropek R., Kočárek P., Konvička M. (2012): – Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16: 215–226.
- Danner B.J., Joern A. (2004): Development, growth, and egg production of *Ageneotettix deorum* (Orthoptera: Acrididae) in response to spider predation risk and elevated resource quality. *Ecological Entomology* 29: 1–11.
- Davies Z.G., Pullin A.S. (2007): Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology* 22: 333–351.
- Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C. (2014): Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 1–14.
- Donald P.F., Green R.E., Heath M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 268: 25–29.
- Dostál D., Konvička M., Čížek L., Šálek M., Robovský J., Horčíčková E., Jirků M. (2014): Divoký kůň (*Equus ferus*) a pratur (*Bos primigenius*): klíčové druhy pro formování české krajiny. *Česká krajina, Kutná Hora*, 125 pp.
- E Kroos J., Heliölä J., Kuussaari M. (2010): Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47: 459–467.
- Erhardt A., Thomas J.A. (1991): Lepidoptera as indicators of change in the seminatural grasslands of lowland and upland Europe. In: Collins N.M., Thomas J.A. (Eds.) – *The Conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press, London, pp. 213–236.
- Evans E.W., Bailey K.W. (1993): Sampling grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in Utah grasslands: pan trapping versus sweep sampling. *Journal of the Kansas Entomological Society* 66: 214–222.
- Ewers R.M., Didham R.K. (2006): Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43: 527–536.
- Fabriciusová V., Kaňuch P., Křištín A. (2011): Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western Carpathians. *Biologia* 66: 1127–1133.
- Fartmann T., Krämer B., Stelzner F., Poniatowski D. (2012): Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators* 20: 337–344.
- Flather C.H., Hayward G.D., Beissinger S.R., Stephens P.A. (2011): Minimum viable populations: is there a 'magic number' for conservation practitioners? *Trends in Ecology and Evolution* 26: 307–316.
- Gallai N., Salles J.M., Settele J., Vaissiere B.E. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68: 810–821.
- Gardiner T., Hassall M. (2009): Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *Journal of Insect Conservation* 13: 97–102.
- Gardiner T., Hill J., Chesmore D. (2005): Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation* 9: 151–173.
- Gerisch M., Agostinelli V., Henle K., Dziöck F. (2012): More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *Oikos* 121: 508–515.

- Gerlach J., Samways M., Pryke J. (2013): Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation* 17: 831–850.
- Ghilarov A.M. (2000): Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity. *Oikos* 90: 408–412.
- Gibson D.J. (2009): *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Głowaciński Z., Nowacki J. (eds.) (2004): *Polish Red Data Book of Animals, Invertebrates*. Institute of Nature Conservation PAS, Kraków.
- Goulson D., Lye G.C., Darvill B. (2008): Decline and conservation of bumblebees. *Annual Review of Entomology* 53: 191–208.
- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörrn T., Goulson D., de Kroon H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One*, publikováno online: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- Hejman M., Hejmanová P., Pavlů V., Beneš J. (2013): Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science* 68: 345–363.
- Hemp C., Hemp A. (2003): Lebensraumansprüche und Verbreitung von *Psophus stridulus* (Orthoptera: Acrididae) in der Nördlichen Frankenalb. *Articulata* 18: 51–70.
- Hendrickx F., Maelfait J.P., Van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Herzog F., Liira J., Roubalova M., Vandomme V., Bugter R. (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340–351.
- Hess R., Ritschel-Kandel G. (1992): Die Beobachtung der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica*) in Unterfranken als Beispiel für das Management einer bedrohten Art. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg* 33: 75–102.
- Hobsbawm E.J. (2001): *The Age of Extremes: The Short Twentieth Century, 1914–1991*. Abacus, London.
- Hodeček J., Kuras T., Šipoš J., Dolný A. (2015): Post-industrial areas as successional habitats: Long-term changes of functional diversity in beetle communities. *Basic and Applied Ecology* 16: 629–640.
- Hochkirch A., Nieto A., García Criado M., Cáliz M., Braud Y., Buzzetti F.M., Chobanov D., Odé B., Presa Asensio J.J., Willemsse L., Zuna-Kratky, T. et al. (2016): *European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Holuša J. (2000): On the knowledge of grasshoppers (Caelifera) and crickets (Ensifera) in the Moravskoslezské Beskydy Mts. *Klapalekiana* 36: 41–70.
- Holuša J., Kočárek P., Marhoul P., Vlk R. (2017): Orthoptera (rovnokřídli). Pp. 127–129. – In: Hejda R., Farkač J., Chobot K. (eds.): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky: Bezobratlí. Příroda* 36: 1–612.
- Holuša J., Marhoul P., Štěpánová L., Kočárek P. (2009): Occurrence of red winged grasshopper *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acrididae) in the Czech Republic. *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae (Brno)* 94: 15–21.
- Hossain Z., Gurr G.M., Wratten S.D., Raman A. (2002): Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: arthropod population dynamics in harvested and ‘refuge’ crop strips. *Journal of Applied Ecology* 39: 445–454.
- Humbert J.Y., Ghazoul J., Richner N., Walter T. (2010): Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & 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.
- Hutcheson J. (1990): Characterization of terrestrial insect communities using quantified, Malaise-trapped Coleoptera. *Ecological Entomology* 15:143–151.
- Ingrisch S., Köhler G. (1998a): *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Ingrisch S., Köhler G. (1998b): Rote Liste der Geradflügler (Orthoptera s.l.). In: Binot M., Bless R., Boye P., Gruntke H., Pretscher P. (eds): *Rote Liste Gefährdeter Tiere Deutschlands*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, BfN, Bonn-Bad Godesberg, pp. 252–254.
- Jamieson I.G., Allendorf F.W. (2012): How does the 50/500 rule apply to MVPs? *Trends in Ecology and Evolution* 27: 578–584.
- Janßen B., Reich M. (1998): Zur Populationsstruktur und Mobilität von *Psophus stridulus* in einer alpinen Wildflußlandschaft. *Articulata* 13: 121–125.

- Kaplan J.O., Krumhardt K.M., Zimmermann N. (2009): The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28: 3016–3034.
- Keßler T., Cierjacks A., Ernst R., Dziöck F. (2012): Direct and indirect effects of ski run management on alpine Orthoptera – *Biodiversity Conservation* 21: 281–296.
- Kindvall O., Jansson N., Jong J. (1993): Trumgräshoppan – en art pa fallrepet. *Entomologisk Tidskrift* 114: 121–131.
- Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Diaz M., De Esteban J., Fernandez F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Johl R., Knop E., Kruess A., Marshall E.J.P., Steffan-Dewenter I., Tscharrntke T., Verhulst J., West T.M., Yela J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecological Letters* 9: 243–254.
- Klein A.M., Vaissière B.E., Cane J.H. Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., Tscharrntke T. (2007): Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society, Series B* 274: 303–313.
- Knops J.M.H., Tilman D., Haddad N.M., Naeem S., Mitchell C.E., Haarstad J., Ritchie M.E., Howe K.M., Reich P.B., Siemann E., Groth J. (1999): Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecological Letters* 2: 286–293.
- Kočárek P., Holuša J., Vlk R., Marhoul P. (2013): Rovnokřídli (Insecta: Orthoptera) České republiky. Academia, Praha.
- Köhler G., Brodhun H.-P., Schäller G. (1987): Ecological energetics of Central European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia*: 74: 112–121.
- 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 M., Čížek L., Beneš J. (2006): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- Konvička M., Beneš J., Čížek O., Kopeček F., Konvička O., Vítáz L. (2008): How too much care kills species: grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of the *Colias myrmidone* butterfly from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12: 519–525.
- Kruess A., Tscharrntke T. (2002): Grazing intensity and the diversity of Orthoptera, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16: 1570–1580.
- Kuras T., Beneš J., Konvička M. (2000): Differing habitat affinities of four *Erebia* species (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae) in the Hruby Jeseník Mts, Czech Republic. *Biológia* 55: 169–175.
- Leksono A.S., Takada K., Koji S., Nakagoshi N., Anggraeni T., Nakamura K. (2005): Vertical and seasonal distribution of flying beetles in a suburban temperate deciduous forest collected by water pan trap. *Insect Science* 12: 199–206.
- Lipský Z. (2010): Nová divočina v české kulturní krajině I, II. *Geografické rozhledy* 19: 12–13, 22–23.
- Ložek V. (2007): Zrcadlo minulosti: Česká a slovenská krajina v kvartéru. Dokořán, Praha.
- Luquet G.C. (1982): Die Feldheuschrecken des Mont Ventoux (Vancluse, Südfrankreich). *Ökologische und phänologische Beobachtungen (Orthoptera, Caelifera, Acridoidea)*. *Entomofauna* 22: 351–364.
- Lütolf M., Guisan A., Kienast F. (2009): History Matters: Relating Land-Use Change to Butterfly Species Occurrence. *Environmental Management* 43: 436–446.
- Lye G.C., Osborne J.L., Park K.J., Goulson D. (2012): Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment. *Journal of Insect Conservation* 16: 697–707.
- Macůrek J. (1959): Valaši v západních Karpatech v 15.-18. století: k dějinám osídlení a hospodářsko-spoolečenského vývoje jižního Těšínska, jihozápadního Polska, severozápadního Slovenska a východní Moravy. *Krajské nakladatelství v Ostravě, Ostrava*.
- Maier C. (2003): Untersuchungen zur Populationsentwicklung von *Oedipoda germanica* (Latr.) im Naturdenkmal “Galgenberg”, Main-Tauber-Kreis (Caelifera: Acrididae). *Articulata* 18: 193–208.
- Marini L., Fontana P., Battisti A., Gaston K.J. (2009): Agricultural management, vegetation traits and landscape drive orthopteran and butterfly diversity in a grassland–forest mosaic: a multi-scale approach. *Insect Conservation and Diversity* 2: 213–220.
- Masloski K., Greenwood C., Reiskind M., Payton M. (2014): Evidence for diet-driven habitat partitioning of Melanoplinae and Gomphocerinae (Orthoptera: Acrididae) along a vegetation gradient in a Western Oklahoma Grassland. *Environmental Entomology* 43: 1209–1214.

- Maudsley M.J. (2000): A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management* 60: 65–76.
- McCallum M.L. (2015): Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodiversity Conservation* 24: 2497–2519.
- Menéndez R. (2007): How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie* 150: 355–365.
- Mercx T., Feber R.E., Riordan P., Townsend M.C., Bourn N.A.D., Parsons M.S., Macdonald D.W. (2009): Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 177–182.
- Mercx T., Feber R.E., McLaughlan C., Bourn N.A.D., Parsons M.S., Townsend M.C., Riordan P., Macdonald D.W. (2010): Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 147–151.
- Mládek J., Pavlů V., Hejzman M., Gaisler J. (eds.) (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha.
- Mládková P., Mládek J., Hejduk S., Hejzman M., Cruz P., Jouany C., Pakeman R. J. (2015): High-nature-value grasslands have the capacity to cope with nutrient impoverishment induced by mowing and livestock grazing. *Journal of Applied Ecology* 52: 1073–1081.
- Moericke V. (1951): Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pflirsichblattlaus *M. persicae* (Sulz). *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 3: 23–24.
- Nagy A., Rácz I.A., Varga Z. (2005): *Maculinea* habitats in Hungary: Orthoptera assemblages. In: Settele J., Kühn E., Thomas J.A. (eds.): *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* butterflies as a Model, pp. 16–21. Pensoft, Sofia/Moscow.
- Naundrup P.J., Svenning J.C. (2015): A Geographic Assessment of the Global Scope for Rewilding with Wild-Living Horses (*Equus ferus*). *Plos One* 10: e0132359.
- Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D.R., Chan K.M.A., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P.M., Lonsdorf E., Naidoo R., Ricketts T.H., Shaw M.R. (2009): Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 4–11.
- Olmo-Vidal J.M. (2006): Atlas of the Orthoptera of Catalonia. *Atlas of Biodiversity* 1: 337–458. Barcelona, Spain.
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., et al. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Pecina P. (1982): Kam zmizely krkonošské kobylinky? *Živa* 30: 65–66.
- Pimm S.L., Jenkins C.N., Abell R., Brooks T.M., Gittleman J.L., Joppa L.N., Raven P.H., Roberts C.M., Sexton J.O. (2014): The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752.
- Potts S.G., Imperatriz-Fonseca V., Ngo H.T., Aizen M.A., Biesmeijer J.C., Breeze T.D., Dicks L.V., Garibaldi L.A., Hill R., Settele J., Vanbergen A.J. (2016): Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540: 220 – 229.
- Rands M.R.W., Adams W.M., Bennun L., Butchart S.H.M., Clements A., Coomes D., Entwistle A., Hodge I., Kapos V., Scharlemann J.P.W., Sutherland W.J., Vira B. (2010): Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. *Science* 329: 1298–1303.
- Reinhardt K., Kohler G., Maas S., 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.
- Rosenthal G., Schrautzer J., Eichberg C. (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia* 32: 167–205.
- Rundlof M., Bengtsson J., Smith H.G. (2008): Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45: 813–820.
- Rybniček K., Rybníčková E. (2004): Pollen analysis of sediments from the summit of the Praděd range in the Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). *Preslia* 76: 331–347.
- Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D., Cílek V. (2005): Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. Malá Skála, Praha.
- Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., Van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I., Schweiger O. (2008): *Climatic Risk Atlas of European Butterflies*. Pensoft Publishers, Sofia.

- Schowalter T.D. (2016): *Insect Ecology: An Ecosystem Approach*. Fourth edition. Academic Press, London.
- Simcox D.J., Randle Z., Clarke R.T., Schönrogge K., Elmes G.W., Settele J., Thomas J.A. (2005): Science and socio-economically-based management to restore species and grassland ecosystems of the Habitats Directive to degraded landscapes: the case of *Maculinea arion* in Britain. In: Settele J., Kühn E., Thomas J.A. (eds.) *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*, Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* butterflies as a Model, pp. 234–237. Pensoft, Sofia/Moscow.
- Simons N.K., Weisser W.W., Gossner M.M. (2016): Multi-taxa approach shows consistent shifts in arthropod functional traits along grassland land-use intensity gradient. *Ecology* 97: 754–764.
- Sodhi N.S., Koh L.P., Brook B.W., Ng P.K.L. (2004): Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 654–660.
- Soulé M.E. (1985): What is conservation biology? *BioScience* 35: 727–734.
- 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.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R., Rio Carvalho C., de Snoo G., Eden P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337–365.
- 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.
- Strong D.R., Lawton J.H., Southwood T.R.E. (1984): *Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms*. Blackwell, Oxford.
- Šebek P., Bače R., Bartoš M., Beneš J., Chlumská Z., Doležal J., Dvorský M., Kovář J., Machač O., Mikátová B., Perlík M., Plátek M., Poláková S., Škorpík M., Stejskal R., Svoboda M., Trnka F., Vlašín M., Zapletal M., Čížek L. (2015): Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358: 80–89.
- Tanabe S.-I., Kholin S.K., Cho Y.-B., Hiramatsu S.-I., Ohwaki A., Koji S., Higuchi A., Storozhenko S.Y., Nishihara S., Esaki K., Kimura K., Nakamura K. (2008): A higher-taxon approach with soil invertebrates to assessing habitat diversity in East Asian rural landscapes. In: Hong S.-K., Nakagoshi N., Fu B.J., Morimoto Y. (eds): *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas: Linking Man and Nature Systems*. Springer, Dordrecht, pp. 163–177.
- Tinner W., Ammann B., Germann P. (1996): Treeline fluctuations recorded for 12,500 years by soil profiles, pollen, and plant macrofossils in the Central Swiss Alps. *Arctic and Alpine Research* 28: 131–147.
- Tkáčiková J., Husák J., Spitzer L. (2013): Valašské louky a pastviny: Dědictví našich předků. Muzejní společnost ve Valašském Meziříčí a Muzeum regionu Valašsko, Vsetín.
- Traill L.W., Bradshaw C.J.A., Brook B.W. (2007): Minimum viable population size: a metaanalysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139: 159–166.
- Tryjanowski P., Hartel T., Báldi A., Szymański P., Tobolka M., Herzon I., Gołowski A., Konvička M., Hromada M., Jerzak L., Kujawa K., Lenda M., Orłowski G., Panek M., Skórka P., Sparks T.H., Tworek S., Wuczyński A., Żmihorski M. (2011): Conservation of Farmland Birds Faces Different Challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica* 46: 1–12.
- Uchida K., Ushimaru A. (2014): Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs* 84: 637–658.
- Väisänen R., Somerma P., Kuusaari M., Nieminen M. (1991): *Bryodema tuberculata* and *Psophus stridulus* in southwestern Finland (Saltatoria: Acrididae). *Entomologica Fennica* 2: 27–32.
- Van den Berg A.E., Koole, S.L. (2006): New wilderness in the Netherlands: An investigation of visual preferences for nature development landscapes. *Landscape and Urban Planning* 78: 362–372.
- Van Swaay C., Nowicki P., Settele J., Van Strien A.J. (2008): Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity Conservation* 17: 3455–3469.
- Varga-Sipos J., Varga Z. (2005): *Maculinea* habitats: diversity of vegetation, composition and cenological relegation. In: Settele J., Kühn E., Thomas J.A. (eds.) *Studies on the Ecology and*

- Conservation of Butterflies in Europe, Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* butterflies as a Model, pp. 45–50. Pensoft, Sofia/Moscow.
- Veselý P. (2002): Mohelenská hadcová step – historie vzniku rezervace a jejího výzkumu. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.
- Vogt-Schilb H., Munoz F., Richard F., Schatz B. (2015): Recent declines and range changes of orchids in Western Europe (France, Belgium and Luxembourg). *Biological Conservation* 190: 133–141.
- Wagner G. (2000): Eine Populationsgefährdungsanalyse der Rotflügeligen Ödlandschrecke, *Oedipoda germanica* (Latr. 1804) (Caelifera: Acrididae). *Articulata* 9: 1–118.
- Wagner G., Köhler G., Berger U., Davis A.J. (2005): An experiment to re-establish the red-winged grasshopper, *Oedipoda germanica* (Latr.) (Caelifera, Acrididae), threatened with extinction in Germany. *Journal for Nature Conservation* 13: 257–266.
- Weibart M, Fischer K. (2006): Populationsstruktur, Dispersionsverhalten und Habitatpräferenzen der Rotflügeligen Schnarrschrecke (*Psophus stridulus* L.) in der Fränkischen Schweiz. *Articulata* 21: 169–182.
- Wilkinson D.M. (1999): The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Oikos* 84: 145–147.
- Wilson J.S., Griswold T., Messinger O.J. (2008): Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: Are pan traps sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society* 81: 288–300.
- Zöller S. (1995): Untersuchungen zur Ökologie von *Oedipoda germanica* (Latreille, 1804) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsstruktur, der Habitatbindung und der Mobilität. *Articulata* 10: 21–59.

## 7. SEZNAM PUBLIKACÍ AUTORA

### 7.1. Publikace zařazené do disertační práce

- Mazalová M., Šipoš J., Rada S., Kašák J., Šarapatka B., Kuras T. (2015): Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise? *European Journal of Entomology* 112: 734–746.
- Rada S., Mazalová M., Šipoš J., Kuras T. (2014): Impacts of mowing, grazing and edge effect on Orthoptera of submontane grasslands: Perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology* 62: 123–138.
- Rada S., Štěpánová L., Losík J., Šipoš J., Holuša J., Kuras T. (2015): How does *Oedipoda germanica* (Orthoptera: Acrididae) cope on the northern edge of its distribution? A demographical study of a completely isolated population. *European Journal of Entomology* 112: 486–492.
- Rada S., Spitzer L., Šipoš J., Kuras T. (2017): Habitat preferences of the grasshopper *Psophus stridulus*, a charismatic species of submontane pastures. *Insect Conservation and Diversity* 10: 310–320.

### 7.2. Další odborné publikace

- Rada S., Schweiger O., Harpke A., Kühn E., Kuras T., Settele J., Musche M. (2018): Are protected areas preventing biodiversity decline? A case study based on butterfly time series. *Diversity and Distributions* (zasláno do redakce).
- Rada S. (2017): Nález kněžice *Sciocoris macrocephalus* a dalších vzácných ploštic (Heteroptera) v Popicích u Znojma. *Thayensia* 14 (v tisku).
- Rada S. (2017): Comparison of two methods for sampling orthopterans in grassland: differences in species representation and sex ratios. *Turkish Journal of Zoology* 41: 1105–1110.
- Rada S. (2017): Nález vzácného tesaříka *Ropalopus clavipes* v Otrokovicích. *Zprávy Vlastivědného muzea v Olomouci* 313: 67–69.



Hradil K., Boščík I., **Rada S.**, Kment P. (2017): Faunistic records from the Czech Republic 417 – Heteroptera: Coreidae. *Klapalekiana* 53: 155–158.

**Rada S.**, Trnka F. (2016): First record of *Modicogryllus frontalis* (Orthoptera: Gryllidae) from the Baltic coast. *Fragmenta Faunistica* 59: 47–50.

Trnka F., **Rada S.** (2015): Grasshoppers, crickets (Orthoptera) and earwigs (Dermaptera) of Tovačov gravel pit (central Moravia, Czech Republic): New locality for several thermophilous species in anthropogenic secondary habitat. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales* 64: 199–205.

**Rada S.** (2012): Nová lokalita kobylky *Poecilimon intermedius* (Orthoptera: Ensifera) v Bílých Karpatech (Česká republika). *Acta Carpathica Occidentalis* 3: 119.

### 7.3. Příspěvky na konferencích

**Rada S.**, Vašíček M., Malenovský I., Mládek J., Kuras T. (2017): Vliv poloparazitických rostlin na společenstvo rovnokřídlého hmyzu (Orthoptera) v travních porostech. In Bryja J., Horsák M., Horsáková V., Řehák Z., Zukal J. (eds.): Zoologické dny Brno 2017. Sborník abstraktů z konference 9.–10. února 2017: 168–169.

Vašíček M., Malenovský I., **Rada S.**, Mládek J., Kuras T. (2017): Vliv poloparazitických rostlin a různých způsobů obhospodařování na společenstva ploštic (Heteroptera) v druhově bohatých travních porostech. In Bryja J., Horsák M., Horsáková V., Řehák Z., Zukal J. (eds.): Zoologické dny Brno 2017. Sborník abstraktů z konference 9.–10. února 2017: 210–211.

Vlk R., **Rada S.**, Kočárek P., Holuša J. (2017): Saranče bělonohá (*Chorthippus oschei*) – nový druh pro faunu rovnokřídlých (Orthoptera) České republiky. In Bryja J., Horsák M., Horsáková V., Řehák Z., Zukal J. (eds.): Zoologické dny Brno 2017. Sborník abstraktů z konference 9.–10. února 2017: 216–217.

**Rada S.**, Vašíček M., Malenovský I., Mládek J., Kuras T. (2016): Vliv poloparazitických rostlin na společenstva bezobratlých v travních porostech. In Bryja J., Sedláček F., Fuchs R. (eds.): Zoologické dny České Budějovice 2016. Sborník abstraktů z konference 11.–12. února 2016: 182–183.

Hemala V., **Rada S.** (2015): Prvé nálezy bzdochy *Dyrodere umbraculatus* v Českej republike (Hemiptera: Heteroptera: Pentatomidae) s prehľadom ďalších expanzivných druhov bzdôch v Českej republike a na Slovensku. In Bryja J., Řehák Z., Zukal J. (eds.): Zoologické dny Brno 2015. Sborník abstraktů z konference 12.–13. února 2015: 82.

**Rada S.**, Spitzer L., Kuras T. (2014): Biotopové preference saranče vrzavé (*Psophus stridulus* L.). In Bryja J., Drozd P. (eds.): Zoologické dny Ostrava 2014. Sborník abstraktů z konference 6.–7. února 2014: 167.

### 7.4. Popularizační publikace

**Rada S.**, Kočárek P., Machač O., Mazalová M., Trnka F., Tuf I.H., Kuras T. (2018): Bezobratlí bornejského národního parku Ulu Temburong IV. Hmyz s proměnou nedokonalou. *Živa* 66 (2) (v tisku).

Mazalová M., **Rada S.**, Machač O., Kočárek P., Tuf I.H., Kuras T. (2018): Bezobratlí bornejského národního parku Ulu Temburong III. Hmyz s proměnou dokonalou. *Živa* 66 (1): 35–37.

Kundrata R., Trnka F., Gabriš R., **Rada S.**, Machač O., Kočárek P., Tuf I.H., Kuras T. (2017): Bezobratlí bornejského národního parku Ulu Temburong II. Brouci. *Živa* 65 (6): 304–307.

Kuras T., **Rada S.**, Kočárek P., Machač O., Tuf I.H. (2017): Bezobratlí bornejského národního parku Ulu Temburong I. Motýli. *Živa* 65 (4): 181–184.

**Rada S.** (2013): Ploštice (Heteroptera). In Tomáš P. a kol.: Příroda Pobečví. ČSOP Lipník nad Bečvou, str. 120–122. (kapitola v knize)

**Rada S.** (2013–2018): 92 krátkých článků o vybraných druzích hmyzu České republiky na popularizačním webu Natura Bohemica ([www.naturabohemica.cz](http://www.naturabohemica.cz))