

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Přírodovědecká fakulta

Katedra zoologie



Vliv lučního managementu na abundanci sledovaných druhů střevlíků (Carabidae)

Bakalářská práce

Vypracoval: Josef Beneš

Vedoucí práce: Mgr. Pavel Vrba

České Budějovice 2011

Beneš, J. (2011): Vliv lučního managementu na abundanci sledovaných druhů střevlíků [The influence of meadow management on observed ground beetle species. Bc. Thesis, in Czech.] – 45 p., Faculty of science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech republic.

Anotation

The research of influence of meadow management on observed ground beetle species (Carabidae) was realised in Babiččino valley near Česká Skalice. Fauna and flora of the local meadows were negatively affected by intensive farming not respecting the reservation status. Therefore, the new type of meadow management was established and I investigated its effect.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím parametrů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 28.4. 2011

Poděkování

Za finanční podporu této práce (byla realizována v rámci studie a smlouvy PPK-35a/62/06: „Vliv rozdílného managementu lučních porostů na jejich ruderalizaci a projev těchto faktorů na modelové skupiny hmyzu na loukách v NPP Babiččino údolí.“) vděčím Agentuře Ochrany přírody a krajiny České republiky.

Za odborné vedení bakalářské práce a velkou trpělivost děkuji svému školiteli Mgr. P. Vrbovi. Také děkuji Mgr. O. Čížkovi za poskytnutí studovaného materiálu a odbornou konzultaci. Dále panu Prof. RNDr. J. Lepšovi za cenné rady při řešení statistických analýz. Doc. Mgr. Martinu Konvičkovi, PhD za dohled a pomoc při řešení složitějších problémů, panu Jaroslavu Blížkovi za korekci určeného materiálu a v neposlední řadě svým rodičům za podporu a trpělivost.

Abstrakt

Výzkum vlivu lučního managementu na sledované druhy střevlíků (Carabidae) byl realizován v Babiččině údolí u České Skalice. Složení rostlinných i živočišných společenstev v Babiččině údolí bylo v minulosti negativně ovlivněno intenzivním zemědělstvím, které statut Národní přírodní památky nebralo příliš v potaz. Proto byl v souladu s turistickým ruchem zaveden jiný typ managementu údržby luk, jehož vliv na střevlíky jsem sledoval.

Společenstvo střevlíků bylo na druhy relativně chudé: Zaznamenal jsem 35 druhů s celkovým počtem 4220 jedinců. Jako statistickou analýzu jsem použil Redundancy analysis (RDA), pomocí níž jsem testoval vliv lučního managementu na střevlíky (Carabidae).

Ukázalo se, že režim sekání luk významně ovlivňuje společenstva střevlíků. Zjistil jsem, že většina druhů inklinuje k plochám nesečeným a menší část k plochám sečeným.

Vhodným managementem luk se tak jeví prostorově a časově fázová seč, která by splňovala podmínky pro obě skupiny sledovaných druhů. Mozaiková seč by tedy zajistila potřebnou heterogenitu prostředí pro střevlíky nezbytnou.

Abstract

The research of influence of meadow management on observed ground beetle species (Carabidae) was realised in Babiččino valley near Česká Skalice. Fauna and flora of the local meadows were negatively affected by intensive farming not respecting the reservation status. Therefore, the new type of meadow management was established and I investigated its effect.

The ground beetle community was relatively species poor: I recorded 35 species, total number of sampled individuals was 4220. Using redundancy analysis (RDA) I related species abundances to meadow management.

It showed that regime of meadow mowing significantly affects ground beetle assemblages. Majority of ground beetles inclined towards uncut conditions.

The suitable management for the meadows seems to be spatial and temporal phasic cutting, which would maintain specific heterogeneity of resources, necessary for coexistence of species with different habitat requirements.

Obsah

1. Úvod	1
1.1. Cíle práce	2
2. Literární přehled	3
2.1. Bionomie	3
2.2. Proč právě střevlíkovití?	4
2.3. Historie a management bezlesých biotopů	5
2.3.1. Vývoj bezlesí v holocénu	5
2.3.2. Bezlesí a hmyz	6
2.3.3. Hlavní negativní vlivy působící na nelesní faunu	7
2.3.4. Současná péče o krajinu a její vlivy na hmyzí faunu	8
3. Metodika	12
3.1. Charakteristika sledovaného území	12
3.2. Historie údržby luk v NPP Babiččino údolí	13
3.3. Vymezení studovaných ploch	13
3.4. Sběr dat	15
3.5. Popis analýzy dat	15
4. Výsledky	17
4.1. Zjištěné druhy	17
4.2. Analýzy	19
4.2.1. Hodnocení vlivu sečení v bezprostřední blízkosti pasti	19
4.2.2. Hodnocení vlivu sečení v rámci celé louky	21
4.3. Charakteristika společenstva	23
5. Diskuse	24
6. Závěr	26
7. Literatura	27
8. Přílohy	33

1. Úvod

Střevlíkovití brouci (Coleoptera: Carabidae) jsou celosvětově rozšířenou skupinou mající množství životních forem. Obývají rozmanitá stanoviště, která jsou většinou vystavená různým antropogenním vlivům. Proto patří v ekologických studiích mezi nejpoužívanější modelové skupiny organismů. Poměrně rychle reagují na změny prostředí. Jejich odchyt je poměrně snadný a finančně nenáročný, provádí se pomocí zemních pastí. Pokud se budeme soustředit na evropské druhy střevlíků, obejde se jejich determinace bez větších obtíží. Střevlíci jsou také velmi oblíbenou skupinou mnoha amatérských sběratelů. Ačkoliv jsou střevlíkovití tak často používanou skupinou, je potřeba shromáždit ještě mnoho informací o jejich ekologických nárocích k pochopení životních strategií většiny druhů této speciální skupiny brouků.

Hmyzí fauna v ČR byla během 20. století významně ochuzena. Tento negativní vývoj nastal především v souvislosti s dalekosáhlými změnami zemědělství, tedy po nastolení socialismu a přechodu z extenzivního hospodaření na intenzivní zemědělství. Krajina v ČR zaznamenala zásadní proměnu v 50. letech minulého století. Jedním z důsledků tzv. kolektivizace zemědělství byla přeměna bezlesí na intenzivně obdělávanou zemědělskou krajinu, scelování menších pozemků nebo naopak zalesňování zemědělsky nevyužitelných ploch. To vše vedlo k výrazné unifikaci krajiny s mnohdy fatálním dopadem na hmyzí společenstva včetně střevlíků. Tak například za posledních 30 let ubylo z řad specializovaných druhů motýlů asi 50% druhů (Wenzel et al. 2006). Celková situace bude o něco příznivější, protože nesespecializované druhy nejsou ke změnám prostředí tolik citlivé (Polus et al. 2006). Střevlíkovitých je asi 82% specialistů a jen asi 18% generalistů, kteří se řadí mezi tzv. ubikvistní druhy žijící i na člověkem silně ovlivňovaných územích.

Tato práce se zabývá lučnými společenstvy brouků z čeledi střevlíkovitých (Carabidae), kteří jsou nápadnou a početnou skupinou hmyzu, jejíž zastoupení v biotopech, nejen lučních, je značné (Hůrka 1996). Podle seznamu ohrožených druhů (Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. (eds.) (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech republic. Invertebrates.) je jich na území ČR evidováno 518. Z nichž 174 (33,6 %) je v tomto seznamu ohrožených druhů uvedeno v různých kategoriích ohroženosti, což ukazuje zhruba stejnou míru ústupu jako u ostatních skupin hmyzu. (Farkač et al. 2005).

Jedním z nejdůležitějších negativních faktorů, způsobujících jejich ústup je právě současné intenzivní využívání lučních stanovišť. Tato studie má přispět k poznání vlivu kosení lučních stanovišť na společenstva přítomných druhů střevlíků. Jako modelová lokalita posloužila NPP Babiččino údolí.

1.1 Cíle práce

Cíle práce tedy jsou: (1) zhodnotit vliv typu sečení vybraných ploch na abundanci přítomných druhů střevlíků, zhodnocení jejich preferencí a ekologických nároků, (2) výsledky zkonfrontovat s existujícími poznatky a tím také přispět k potenciálním návrhům vhodného managementu v souladu s turistickým využitím území.

2. Literární přehled

2.1. Bionomie

Střevlíkovití jsou rozšířeni téměř po celém světě. Jsou to pestří brouci s dlouhýma běhavýma nohama, nitkovitými tykadly a silnými kusadly. U našich zástupců se jejich velikost pohybuje od několika milimetrů až do čtyř centimetrů, v subtropických a tropických oblastech bývají ještě větší. Obývají rozmanitá stanoviště od mokrých (bažiny, pobřežní linie, pravidelně zaplavované oblasti, aj.) až po suchá (pouště, stepi, louky, pastviny, aj.) (Kratochvíl 1957; Hůrka 1996). V daném biotopu je můžeme objevit na různých místech. Některé, jako například *Tachyta nana* (Gyllenhal, 1810) najdeme pod kůrou stromů, jiné (Rhysodini) zase v hničícím nebo trouchnivém dřevě (Hůrka 1996), kde je možné najít až několik desítek jedinců pohromadě. Další střevlíci jsou dobře přizpůsobeni životu v bylinném patře nebo na stromech a keřích. Mikrokavernikolní druhy žijící v půdě najdeme pod hluboko zapadlými kameny nebo jinými předměty, mnoho z nich je stálými obyvateli jeskyní (Pradáč a Hrabák 1982). Většina druhů střevlíků však žije na povrchu půdy, kde se často ukrývají mělko pod kameny nebo v hrabance. Mnohé druhy (lesní) jsou vázané na zastínění, jiné druhy (heliofilní) jsou vázané na otevřené biotopy, kde se pohybují ve dne za plného slunce. Co se týká rozšíření podél výškového gradientu, střevlíci žijí od nížin až po alpský stupeň. Většina středoevropských druhů je spíše vlhkomilných, s noční aktivitou (Klapálek 1903; Hanzák et al. 1973; Hůrka 1996; Bezděk 2001).

Potravně jsou střevlíkovití také velmi různorodou skupinou brouků. Naši zástupci, živící se jako dravci, jsou na jedné straně nesespecializovaní masožravci lovící kořist aktivně nebo vyhledávající uhynulé živočichy (Pradáč a Hrabák 1982). Na straně druhé jsou to potravní specialisté vázaní např. na housenky motýlů (*Calosoma* Weber, 1801), chvostokoky (*Leistus* Frölich, 1799; *Loricera* Latreille, 1802; *Notiophilus* Duméril, 1806), plicnaté plže (*Cychnus* Fabricius, 1794; *Licinus* Latreille, 1802), larvy i imaga drabčků rodů *Bledius* a *Carpelimus* (někteří *Dyschirius* Bonelli, 1810) nebo jako některé druhy rodu *Carabus* (Linnaeus, 1758) na žížaly (Hůrka 1996). *Anchomenus dorsalis* (Pontoppidan, 1763) a některé druhy rodu *Bembidion* (Latreille, 1802) jsou uváděny jako predátoři mšic. Mnoho jiných druhů střevlíků je všežravých, někdy s převahou masožravosti, jindy zase býložravosti (*Amara* Bonelli, 1810; *Harpalus*

Latreille, 1802). Další jsou během celého svého vývoje býložraví specialisté (*Zabrus* Clairville, 1806; *Ophonus* Dejean, 1821) (Kult 1947; Pradáč a Hrabák 1982; Hůrka 1996).

2.2. Proč právě střevlíkovití?

Důvodů proč jsou střevlíkovití tak často používanou skupinou v ekologických studiích je několik.

Nejprve je třeba zdůraznit druhovou bohatost této čeledi (Bezděk 2001; Eyre et al. 2004). Společně s denními motýly a několika dalšími skupinami bezobratlých živočichů patří mezi ty druhově nejpočetnější. Také znalost bionomie jednotlivých druhů je do značné míry veliká. Jak již bylo uvedeno, většina střevlíků jsou více či méně specializovaní predátoři jiných bezobratlých, ti ostatní jsou polyfágní nebo více či méně specializovaní fytofágové. Díky své početnosti i diverzitě hrají velmi důležitou roli především v antropocenózách (Hůrka 1996; Bezděk 2001; Vessby 2001; Eyre et al. 2004; Grandchamp et al. 2005; Cook a Holt 2006; Batáry et al. 2007; Semenova 2008). V rámci takto bohaté čeledi mají jednotlivé ekologické skupiny druhů rozdílné morfologické adaptace a strategie (Eyre 2006), které jim umožňují kolonizovat biotopy v různých fázích jejich vývoje, takže jsou dobře využitelní pro studium změn sukcese (Vessby et al. 2001; Grandchamp et al. 2005). Se stoupající znalostí bionomie jednotlivých druhů roste také význam střevlíkovitých jako skupiny s velkou bioindikační výpovědí (Wandewoestijne et al. 2005; Cook a Holt 2006; Batáry et al. 2007; Avgin a Luff 2010).

Další výhodou je, že alespoň střeoevropské druhy jsou snadno a spolehlivě identifikovatelné (Hůrka 1996; Bezděk 2001; Eyre et al. 2004). Dále se jako vhodný a finančně nenáročný jeví způsob jejich odchytu pomocí zemních pastí (Bezděk 2001). Zemní pasti poskytují dobrý přehled o složení druhových spekter střevlíkovitých na daném území (Semenova 2008).

2.3. Historie a management bezlesých biotopů

2.3.1 Vývoj bezlesí v holocénu

Tato práce se zabývá střevlíky bezlesých biotopů a jejich odpovědí na různé typy zemědělského využívání. V cestě za poznáním, jak fungovala a fungují dodnes živočišná společenstva, je třeba si udělat dobrý obrázek nejen o tom, jak příroda vypadala před nástupem zemědělství, ale také o tom, jak se měnila se změnami zemědělského využívání v průběhu mnoha tisíciletí a jak vypadá dnes. V každém teplém období čtvrtohor – interglaciálu byla nelesní fauna a flóra postupně vytlačována lesem, i když ne zcela (Ložek 2004), kontinuita otevřených ploch byla pravděpodobně zachována působením různých disturbančních faktorů jako jsou velcí herbivoři nebo požáry (Vera 2000). Ještě před příchodem prvních zemědělců zaznamenal les značný rozkvět (Ložek 2004). Je pravda, že i přes to, kdy byl explozivní nárůst lesa na svém vrcholu a klima tehdy bylo vlhčí a teplejší, nelesní biotopy zcela nezmizely. Přetrvávaly jako roztroušené plochy, obklopené lesní krajinou (Konvička et al. 2005). Vrchol expanze lesa byl zastaven nástupem zemědělství. Příchodem zemědělce a jeho domestikovaných zvířat se poměr lesních a nelesních ploch obrací, a tak se pro zde již existující nelesní faunu a flóru otevírá narůstající pole působnosti (Ložek 2004; Konvička et al. 2005). Díky rolnictví a pastevectví se Holocén zásadně liší od předešlých teplých období – interglaciálů (Thomas 1993).

Nejvýraznější změny v nelesní krajině nastaly ve střední a západní Evropě v polovině 20. století (Lipský 1995; Robinson a Sutherland 2002; Bergman et al. 2004). Intenzifikace zemědělské výroby měla za následek scelování menších ploch do větších. To znamenalo jediné - různorodá krajina, kde se střídaly pastviny s loukami a malými políčky, vše protkáno sítí mezí, které plnily funkci roztroušené zeleně, se změnila v uniformní krajinu s obrovskými plochami intenzivně obdělávané půdy (Lipský 1995). Kvůli nasazení těžké techniky se řada ploch odvodnila. Výstavba melioračních stok a napřimování toků silně narušila retenci vody v krajině (Lipský 1995), což mělo rozsáhlý negativní dopad na původně se vyskytující organismy na bezlesých stanovištích (Eyre 2006).

Ruku v ruce s intenzifikací zemědělství šla historicky nevídaná expanze lesa. Les se začal vysazovat i tam kde po staletí žádný nebyl. Třeba v takových místech jako

jsou strmé říční břehy, skalnaté rokly a další místa nevyužitelná pro intenzivní zemědělství. Ta byla vždy využívána k pastvě, ale po jejím útlumu, kdy se výroba přesunula do produktivních oblastí, zůstala ležet ladem (Konvička et al. 2005; Öckinger et al. 2006). Konkrétnějšími projevy intenzifikace zemědělství, a současnou péčí o krajinu ve spojení s nelesní faunou se, budu zabývat v dalších kapitolách.

2.3.2. Bezlesí a hmyz

Velký význam pro hmyzí biodiverzitu Evropy mají tradiční, extenzivně obhospodařovaná bezlesá stanoviště, jako jsou krátkostébelné i dlouhostébelné stepi, pastviny, louky, trávníky aj. Ochranařsky nejvýznamnějšími místy v Evropě jsou vápencové stepi (Balmer a Erhardt 2000; Dolek a Geyer 2002; Wenzel et al. 2006). Co se hmyzu týče, jsou vápencové stepi druhově nejbohatšími bezlesými biotopy v Evropě (Vandewoestijne et al. 2005; Polus et al. 2006). Největší původní vápencové stepi se zachovaly v jihovýchodní Evropě (Schmitt a Rákosy 2007). V důsledku negativních vlivů v minulém století poklesla biodiverzita ve střední a západní Evropě natolik, že dnes tyto ohrožené biotopy stojí v centru zájmu vědců a ochránců přírody (Robinson a Sutherland 2002; Bergman et al. 2004).

I z celkového pohledu jsou travnaté biotopy plochami s největším druhovým bohatstvím, co se týká Evropy, vůbec (Wenzel et al. 2006). Jsou také uváděna pod označením „hotspots“ Evropské biodiverzity bezobratlých a tedy i hmyzu (Polus et al. 2006; Schmitt a Rákosy 2007). Vyskytuje se zde velké množství vzácných a ohrožených druhů rostlin i živočichů, které bychom jinde hledali jen stěží. Jde většinou o specialisty, kteří právě v důsledku negativních vlivů, způsobených převážně lidskou činností, vymírají nejrychleji (Batáry et al. 2007) a jejich místo obsazují generalisté, kteří se zde uplatňují jako dominantní druhy (Robinson a Sutherland 2002; Grandchamp et al. 2005; Wenzel et al. 2006; Polus et al. 2006). Na základě poměru počtu druhů specialistů a generalistů se také dá určit, v jaké fázi ohrožení se stanoviště ocitá (Vandewoestijne et al. 2005; Batáry et al. 2007). Preference k typu habitatu některých střevlíků je tak specifická, že je možné podle složení jejich společenstva habitat charakterizovat (Batáry et al. 2007). To ukazuje na velkou bioindikační výpověď střevlíkovitých (Rainio a Niemela 2003; Grandchamp et al. 2005; Cook a Holt 2006).

Tato ohrožená území mají velký význam pro člověka z hlediska možného zemědělského využití nebo jsou pravidelně navštěvována množstvím turistů (Semenova 2008). Ještě před několika desítkami let převládal názor, že tradiční extenzivní zemědělské využívání těchto ploch je hlavní příčinou poklesu počtu druhů. Dnes už ale víme, že pastva, i ostatní tradiční zemědělské postupy jsou pro výskyt mnohých druhů organismů vázaných na bezlesí nezbytné (Dolek a Geyer 1997; Balmer a Erhardt 2000; Grandchamp et al. 2005; Mládek et al. 2006). Vždy je potřeba mít na paměti, že různé nelesní druhy mají rozdílné nároky na prostředí, například mnoho druhů hmyzu, které ke svému životu potřebují zanedbanější, sukcesně pokročilejší stanoviště. Takové druhy jsou na intenzivnější pastvu i jiné zemědělské postupy citlivé (Dolek a Geyer 1997).

Některé dobře prozkoumané skupiny jako např. denní motýli a další modelové organismy představují tzv. „deštníkové skupiny“ organismů (Vessby et al. 2001; Weibull et al. 2002; Vandewoestijne et al. 2005; Wenzel et al. 2006;), pomocí nichž lze posuzovat pokles biodiverzity jiných bezobratlých živočichů. Znalosti ekologických a stanovištních nároků velkého počtu druhů nebo skupin z řádů motýlů, brouků, blanokřídlých nebo dvoukřídlých jsou doposud zcela útržkovité a jejich ochranu lze nejlépe zajistit právě na základě dobře prozkoumaných skupin hmyzu (Vessby et al. 2001; Konvička et al. 2005; Eyre 2006).

2.3.3. Hlavní negativní vlivy působící na nelesní faunu

Studií týkajících se společenstev organismů ve vztahu k biotopům v poslední době narůstá v celosvětovém měřítku (Eyre 2006). Hlavními příčinami proč se tak děje je rapidní ústup mnoha druhů v důsledku lidské činnosti. Jednoznačně nejdůležitějším negativním faktorem, který způsobil ztráty biodiverzity bezlesých biotopů, byl přechod z tradičního extenzivního hospodaření na intenzivní zemědělství (Bergman et al. 2004; Vandewoestijne et al. 2005; Saarinen a Jantunen 2005; Batáry et al. 2007). V České republice bylo po nástupu socialismu a kolektivizace zemědělství (Lipský 1995; Mládek et al. 2006) mnoho bezlesých ploch přímo a nenávratně zničeno (Robinson a Sutherland 2002; Mládek et al. 2006). Louky v záplavových oblastech byly vysušeny a zorány (Lipský 1995). Jak už bylo zmíněno, hůře přístupná místa, která nebylo možno obhospodařovat těžkou mechanizací, podlehla často zalesnění (většinou zcela nevhodnými smrkovými monokulturami), nebo byla ponechána ladem a začala podléhat

sukcesi. Během raných stádií sukcese dochází vždy k nárůstu počtu druhů i jedinců, v pozdějších sukcesních stádiích dochází ke dramatickému poklesu diverzity i abundance jednotlivých druhů (Balmer a Erhardt 2000). Během sukcese se na původně travnatých plochách začnou objevovat keře a stromy. S tím jak jich přibývá, začne klesat počet druhů, především specializovaných (Öckinger et al. 2006). To všechno a další jevy s intenzifikací spojené mělo za následek unifikaci krajiny (Lipský 1995), ztrátu heterogenity prostředí (Balmer a Erhardt 2000; Polus et al. 2006) a z toho vyplývající výrazný pokles biodiverzity (Robinson a Sutherland 2002; Bergman et al. 2004; Vandewoestijne et al. 2005; Grandchamp et al. 2005; Schmitt a Rákossy 2007).

Zbylá nezalesněná území se značně redukovanou rozlohou se dnes jeví jako ostrůvky v moři zemědělské krajiny, ještě navíc dost často izolované pásy lesů (Mládek et al. 2006). To samo o sobě nevěští nic dobrého, protože vysoká míra izolace od sousedních bezlesí činí nepřekonatelnou překážku při rekolonizaci původními druhy přirozenou cestou právě ze sousedních lokalit (Bergman et al. 2004; Mládek et al. 2006; Cook a Holt 2006; Öckinger et al. 2006). Tak, jak je tomu v případě Babiččina údolí. Na takto izolovaných územích, s nedostatečnou rozlohou, se druhy, které vyžadují velké plochy biotopů a dříve se tu vyskytovaly, už s největší pravděpodobností vyskytovat nikdy nebudou (Dolek a Geyer 2002; Konvička et al. 2005; Polus et al. 2006). Čím je tedy plocha menší, tím méně druhů se na ní bude vyskytovat (Vandewoestijne et al. 2005).

2.3.4. Současná péče o krajinu a její vliv na hmyzí faunu

Valná většina travnatých ploch je v dnešní době využívána člověkem, samozřejmě na jiné škále než v minulosti. Zatímco přímá likvidace (Vandewoestijne et al. 2005; Schmitt a Rákossy 2007) stanovišť, chemizace (Batáry et al. 2007) a meliorace (Lipský 1995) působily převážně v minulosti, v současnosti jsou největšími riziky pro faunu nevhodná a nedostatečná péče o chráněná území (Bergman et al. 2004; Konvička et al. 2005; Batáry et al. 2007) a intenzivní velkoplošné hospodaření na loukách, často podporované nevhodně nastavenými dotacemi (Konvička et al. 2005; 2008). Důležitý negativní faktor působící v současnosti je výstavba všeho typu, hlavně v okolí měst. Negativní vliv urbanizace je markantní hlavně od 2. poloviny 20. století. Nejvíce je

postiženo okolí velkých měst, až později menší města a vesnice (Antrop 2004; Vandewoestijne et al. 2005)

Střevlíky a ostatní organismy je třeba chránit v souladu s potřebami člověka a s nároky jednotlivých druhů. (Dolek a Geyer 2002; Konvička et al. 2005; Eyre 2006). Bohužel na mnohých územích se hospodaření šetrné k přírodě nevyplácí a přechází se na intenzivní pastvu nebo kosení (Saarinen a Jantunen 2005). V posledních letech přichází podpora v podobě finančních dotací od Evropské unie (Dolek a Geyer, 2002; Vandewoestijne et al. 2005; Saarinen a Jantunen 2005). To se z počátku mohlo jevit jako krok kupředu. Jak však ukazují pozdější zkušenosti, některé typy těchto dotací mají na biodiverzitu efekt negativní (Dolek a Geyer 1997; Konvička et al. 2005). Názorným příkladem může být osud poslední české populace celosvětově ohroženého motýla žluťáka barvoměnného (*Colias myrmidone* Esper, 1780) v Bílých Karpatech. Vzhledem ke špatně nastaveným dotacím (vyžadujícím celoplošné sečení 2x ročně) začalo žluťáka silně ubývat. V důsledku toho, že sekání kolidovalo s vývojem housenek, zmizel tento motýl z Bílých Karpat definitivně (Konvička et al 2008).

Dalším problémem jsou často praktikované rekultivace a revitalizace, které, a to ve většině případů, přemění nově vznikající biologicky hodnotná stanoviště ve sterilní krajinu (Konvička et al. 2005; Öckinger et al. 2006; Tropek et al. 2010). Pokud je území v rané sukcesní fázi a jsou v okolí popřípadě jiná travnatá území s původními druhy pro rekolonizaci, může naopak vzniknout velmi hodnotné stanoviště (Öckinger et al. 2006). V posledních deseti letech se vlivem revitalizací opět zvyšuje počet a heterogenita polo-přirozených habitatů (Robinson a Sutherland 2002). Týká se to především těžebních areálů, jako jsou lomy, povrchové doly nebo výsypky. V post-těžební fázi se tato raně sukcesní stanoviště zavezou nebo se zde vysázejí různé dřeviny. Z uvedeného vyplývá, že postupy při rekultivacích a revitalizacích, které by zajistily přežití ohrožených lučních organismů, jsou většinou v rozporu se současným intenzivním zemědělstvím. Proto se veškeré ochranné snahy musí provádět jak v souladu s nároky chráněných organismů tak i s potřebami lidí (Robinson a Sutherland 2002; Eyre 2006; Tropek et al. 2010).

Obrovské druhové bohatství hmyzu a zároveň omezené znalosti o biotopových nárocích většiny z nich podtrhují význam modelových druhů či skupin. Jsou to ty, o jejichž nárocích víme podstatně víc než o ostatních druzích a skupinách. Nejpoužívanější modelovou skupinou jsou denní motýli (Wenzel et al. 2006; Schmitt a

Rákosy 2007). Tato skupina je zvolena pro svou velkou prozkoumanost z hlediska autekologie a biotopových nároků. Díky tomu nám pomáhají lépe porozumět, jak různé zemědělské postupy ovlivňují hmyzí společenstva (Beneš et al. 2002; Cook a Holt 2006; Öckinger et al. 2006). Příkladem může být hojně zkoumaný vliv pastvy (Dolek a Geyer 1997; Balmer a Erhardt 2000; Saarinen a Jantunen 2005). Tyto studie probíhají na mnoha místech Evropy, mnohdy s rozdílnými výsledky. Například výzkum vlivu intenzity spásání (Batáry et al. 2007) ukázal, že v Německu může mít extenzivní pastva pozitivní vliv, ve Švýcarských alpách je také prospěšná a ve Švédsku se jeví jako zcela neutrální. Při výzkumu ve Švýcarských alpách byl porovnáván počet druhů i jedinců střevlíků na loukách sečených a spásaných. Ukázalo se, že na počet druhů byly oba typy managementu shodné. Na sečených loukách bylo 2x více jedinců než na spásaných. Pro oba typy luk platí, že se stoupající intenzitou daného managementu klesá počet druhů, hlavně vzácných (Granchamp et al. 2005). Hospodářská zvířata využívaná při extenzivní pastvě, spásají vegetaci selektivně. Vybírají si určité druhy rostlin s určitou výškou nebo určitého stáří. Při intenzivní pastvě bývá počet kusů dobytka na jednotku plochy příliš vysoký, zvířata si proto nemohou vybírat a travnaté plochy spásou kompletně tak, že zde nezbude téměř žádná vegetace. Takové plochy jsou pak zcela uniformní. Čím je daný management intenzivnější, tím nižší je heterogenita i celková diverzita a abundance (Batáry et al. 2007). Díky těmto studiím víme, že extenzivní spásání travnatých ploch hospodářskými zvířaty je velmi důležité pro zachování heterogenity prostředí, která je nutná pro udržení velké druhové pestrosti (Balmer a Erhardt 2000; Granchamp et al. 2005; Mládek et al. 2006). V případě sečení je situace obdobná. Do doby, než se louky začaly sekat strojně, byla jejich heterogenita a tedy i druhové bohatství mnohem vyšší.

Vysoká diverzita jedné skupiny je často spojena s vysokou diverzitou skupiny jiné, obývající stejný biotop (Vessby et al. 2001). Bionomie a ekologické nároky jsou však druh od druhu jiné. Aby v jeden časový úsek mohlo koexistovat více druhů na jedné ploše, musí být daná plocha patřičně diferenciována z hlediska různých sukcesních stadií. Mozaikovitost je třeba udržovat nejen na úrovni louky či pastviny, ale i na úrovni krajiny (Mládek et al. 2006). Dříve se tato různorodost prostředí udržovala pomocí nepravidelné pastvy smíšených stád dobytka, kosení probíhalo ručně. Postupně se ale přešlo na intenzivní pastvu a sečení pomocí mechanizace. Dnes jsou v chráněných územích tyto vlivy simulovány ochranáři pomocí vhodného

mozaikovitého managementu, popřípadě jinou lidskou činností. Typickými příklady jsou velké plochy druhově bohatých nelesních biotopů ve vojenských prostorech nebo místa, která ovlivňuje pravidelný sešlap při sportovních aktivitách (Konvička et al. 2005) nebo turistice (Semenova 2008).

Tato práce se zabývá brouky z čeledi střevlíkovitých (Carabidae), kteří stejně jako denní motýli fungují jako modelová skupina pro populačně-ekologické studie (Eyre et al. 2004). Problematika úbytku druhů a počtu jedinců střevlíků a ostatních modelových skupin organismů je prakticky totožná (Schmitt a Rákossy 2007) jako u nejvíce prozkoumaných denních motýlů, kteří díky výše zmíněným negativním faktorům zaznamenali během 20. století ve střední a západní Evropě asi 30% úbytek z celkového počtu druhů.

Při snahách udržet druhové bohatství jde v zásadě stále o jediné. Jde o nastavení vhodného managementu pro všechny vyskytující se druhy, o udržení maximální možné heterogenity prostředí a tím o udržení recentního bohatství co se týče počtu druhů i jedinců. Na základě výsledků této studie se budu snažit navrhnout vhodný plán péče, který zajistí nezbytnou heterogenitu prostředí a tím pádem koexistenci širokého spektra lučních organismů v zájmovém území.

3. Metodika

3.1. Charakteristika sledovaného území

V červenci roku 1952 vyhlásilo ministerstvo školství, věd a umění Ratibořice s údolím za státní krajinnou a národní rezervaci. Později byla příroda Babiččina údolí zahrnuta do chráněného území a dnes má jeho jižní část od České Skalice až ke Slatinskému mlýnu status národní přírodní památky s rozsáhlým ochranným pásmem. Jádro údolí je tvořeno komplexem luk začínajícím na severním okraji města Česká Skalice a končícím o 3,7 km severněji pod obcí Rýzmburk. Tyto louky jsou součástí NPP Babiččino údolí, kde kopírují tok řeky Úpy a tvoří tak středový pás chráněného území s průměrnou šířkou 250 m. Údolí leží v nadmořské výšce 280 m a je ohraničeno lesy, které v příčném směru přecházejí v intenzivně obdělávanou zemědělskou krajinu.

Podle geomorfologického členění území se dělí na dvě části. Menší jižní část patří do soustavy České tabule, do celku Orlická tabule. Rozsáhlejší severní část území náleží do Krkonoško-jesenické soustavy, do celku Krkonošské podhůří (Lobová 2004).

Niva Úpy patří do asociace nivních hydromorfních půd přírodních a zemědělsky zkulturněných (Müller a Vopršalová 1994). Luční porosty se dnes nachází zejména na hlinitopísčítých až hlinitých aluviálních půdách. Pod přílehlými úbočími jsou často připojena svahová deluvia (Lobová 2004).

Klimaticky je Babiččino údolí oblastí mírně teplou a mírně vlhkou s průměrnou roční teplotou 7 - 8 °C a průměrnými ročními srážkami 650 - 750 mm. Červenec je pak měsíc s nejvyššími průměrnými měsíčními srážkami 80 - 90 mm (Quitt 1975). Vlivem značně členitého terénu se v úzkém údolí kombinuje drsné podhorské podnebí s teplotně mírnějšími podmínkami polabských nížin. To má vliv na složení zdejších rostlinných i živočišných společenstev. Velkou část z celkové plochy chráněného území pokrývají smrkové lesy. Ze zbytků přirozených lesních porostů je možno usuzovat, že na svazích údolí převládala suťová lesní společenstva lipových javořin a na ostatních lokalitách květnaté a kyselé bučiny. V lužních polohách údolí ještě dosud převládají doubravy s velkým podílem jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior*) (Faltysová et al. 2002).

3.2. Historie údržby luk v NPP Babiččino údolí

Podle dochovaných záznamů byly ratibořické louky na počátku 19. Století na živiny chudší a kyselejší. Využívaly se pro sklizeň píce a jako pastviny. Ke změně hospodaření dochází za vlády rodu Schaumburků-Lippe (1842 - 1945). Ti zde vybudovali rozsáhlý systém zavlažovacích kanálů. Tím vzrostla produkce sena i otavy, louky byly koseny a také ve střední a severní části spásány ovce (Vrána et al. 2000).

Výrazný zlom přišel s nástupem socialismu a intenzivního zemědělství. V důsledku přeměny luk a pastvin v okolí Babiččina údolí na ornou půdu se údolí stalo zcela izolovanou jednotkou. Nepřeklenutelná bariéra polí mezi údolím a pohořím Krkonoš zcela zamezila pronikání horských druhů stěvlíků do údolí.

Výsledkem je téměř úplná ztráta původní biodiverzity na naprosté většině ploch, dále zaplevelení nežádoucími rostlinnými druhy, především širokolistými šťovíky a narušení celkového stavu půd (Kratochvíl et al. 1995; Čížek 2004).

3.3. Vymezení studovaných ploch

Data byla sbírána na osmi plochách. V rámci každé plochy se nacházel jeden lineární transekt a v každé takové linii bylo umístěno 8 zemních pastí o průměru 90 mm. Vzdálenosti mezi pastmi byly 8m, každá linie tedy měřila 64m. Pasti byly značeny písmeny, popřípadě doplněny indexem (C₁, C₂, D, G, J, K, L, Z) - (Příloha 2.). Údržba ploch ve skutečnosti probíhala odlišně od schváleného plánu péče.

Jak byly jednotlivé plochy udržovány ve skutečnosti a jak měly být udržovány podle schváleného plánu péče, je uvedeno v následující tabulce.

Tab 1. Tabulka údržby jednotlivých ploch s procentuálním zastoupením posečené biomasy.

Plocha C1			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	1		
Schválený PP	1	1	
Skutečně realizovaný	1	1	
Plocha C2			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	1		
Schválený PP	1	1	
Skutečně realizovaný	1	1	
Plocha D			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	0.5	0.5	
Schválený PP	0.5	0.5	
Skutečně realizovaný	0.5	0.5	
Plocha G			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	0.75	0.75	
Schválený PP	0.75	0.75	
Skutečně realizovaný	0.75	0.75	
Plocha J			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	1	1	
Schválený PP	1	1	
Skutečně realizovaný	1	1	
Plocha K			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	0.75	0.75	
Schválený PP	0.75	0.75	
Skutečně realizovaný	0.9	0.9	
Plocha L			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	0.5	0.5	
Schválený PP	0.5	0.5	
Skutečně realizovaný	0.5	0.5	
Plocha Z			
Management	1. seč	2. seč	3. seč
Návrh PP	1	1	
Schválený PP	1	1	
Skutečně realizovaný	1	1	1

Termín nesekaná či zcela sekaná plocha se vztahuje k dané seči. Plocha může být v dané seči posečena či neposečena zcela nebo jen z části. Jako posečenou plochu jsme brali v potaz plochy s nižším travním porostem než 20 cm, to odpovídá zhruba dvoutýdennímu nárůstu po úplném posečení. Při částečném sečení bereme v potaz procentuální podíl posečené plochy (25 %, 50 %, 75 %).

3.4. Sběr dat

Vlastní sběr dat byl prováděn pomocí zemních pastí. V závislosti na počasí byly pasti exponovány v intervalech 7 - 10 dní a to na dobu tří dnů. První sběr proběhl 8.5. 2006 a poslední 17.9. 2006. Nasbírání jedinci rodů *Carabus* a *Cychrus* byli na místě determinováni, ostatní druhy byly pro nemožnost terénní determinace uloženy do sáčků s fixačním médiem (lihem) a opatřeny lokálními štítky. Později jsem je determinoval v laboratorních podmínkách pod binokulární lupou za pomoci odborné literatury (Klapálek 1903; Kult 1947; Kratochvíl 1957; Hůrka 1996) a odborné korekce externím specialistou (Jaroslav Blízek).

V průběhu pozorování muselo však dojít k několika modifikacím, a to především díky poškození některých pastí, které byly exponovány přímo v době seče. Tím jsme byli nuceni odstranit dva sběry a do následných analýz zahrnout z celkového počtu 12 sběrů pouze 10.

3.5. Popis analýzy dat

Data byla analyzována canonickými analýzami s využitím programu CANOCO (Ter Braak & Šmilauer 2002, Šmilauer 2002). Při canonických analýzách byla pro krátkou délku gradientů použita metoda RDA (*Redundancy analysis*). Jako *environmental variables* vstupovalo do prvního modelu, zda je plocha sečena či nesečena a do druhého modelu množství posečené rozlohy každé plochy při každé seči v procentech. Z velkého počtu *covariables* byly do modelu zadány ty, které byly užitím *forward selection* zhodnoceny jako nejlepší. V modelu je jako *covariables* použita z hydrometeorologických údajů teplota vzduchu, vlhkost vzduchu, rychlost a směr větru v době realizování daného transektu. Dále bylo odfiltrováno umístění jednotlivých pastí, které bylo definováno v použitém *split-plot* designu jako „blok“. *Whole plot* (návštěva) i

split-plot (plocha) byly permutovány jako časový či lineární transekt. Kvalita modelu byla testována *Monte Carlo* permutačním testem s počtem permutací 999.

4. Výsledky

4.1. Zjištěné druhy

Celkem bylo zjištěno 35 druhů v celkovém počtu 4220 jedinců. Jako silně dominantní druhy zde vystupují *Poecilus cupreus* a *Poecilus versicolor*, jejichž součet jedinců je 2125. Dále se zde v počtu stovek jedinců vyskytují: *Amara aenea*, *Bembidion properans*, *Calathus fuscipes*, *Calathus melanocephalus*, *Carabus scheidleri*, *Carabus ulrichi* a *Pterostichus melanarius*.

V počtu desítek jedinců se zde vyskytují: *Amara aulica*, *Amara equestris*, *Amara montivaga*, *Carabus granulatus*, *Carabus violaceus*, *Pseudoophonus rufipes* a *Pterostichus vernalis*.

A v počtu jednotek jedinců zde žijí: *Agonum sexpunctatum*, *Anchomenus dorsalis*, *Anisodactylus signatus*, *Badister sodalis*, *Bembidion quadrimaculatum*, *Carabus coriaceus*, *Cicindela campestris*, *Clivina collaris*, *Cychrus caraboides*, *Dyschirius globosus*, *Epaphius secalis*, *Harpalus luteicornis*, *Loricera pilicornis*, *Ophonus nitidulus*, *Ophonus schaubergerianus*, *Panagaeus cruxmajor*, *Platynus assimilis*, *Pterostichus nigrita* a *Pterostichus ovoideus*.

Jednotlivé druhy a jejich abundance jsou uvedeny v následující tabulce.

Tab 2. Tabulka početnosti jednotlivých druhů.

Č.	Druh	Počet jedinců
1	<i>Agonum sexpunctatum</i>	1
2	<i>Amara aenea</i>	233
3	<i>Amara aulica</i>	13
4	<i>Amara equestris</i>	22
5	<i>Amara montivaga</i>	53
6	<i>Anchomenus dorsalis</i>	7
7	<i>Anisodactylus signatus</i>	2
8	<i>Badister sodalis</i>	2
9	<i>Bembidion properans</i>	230
10	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	2
11	<i>Calathus fuscipes</i>	209
12	<i>Calathus melanocephalus</i>	103
13	<i>Carabus coriaceus</i>	2
14	<i>Carabus granulatus</i>	29
15	<i>Carabus scheidleri</i>	206
16	<i>Carabus ulrichi</i>	327
17	<i>Carabus violaceus</i>	23
18	<i>Cicindela campestris</i>	1
19	<i>Clivina collaris</i>	3
20	<i>Cychrus caraboides</i>	5
21	<i>Dyschirius globosus</i>	1
22	<i>Epaphius secalis</i>	3
23	<i>Harpalus luteicornis</i>	9
24	<i>Loricera pilicornis</i>	1
25	<i>Ophonus nitidulus</i>	6
26	<i>Ophonus schaubergerianus</i>	6
27	<i>Panagaeus cruxmajor</i>	3
28	<i>Platynus assimilis</i>	1
29	<i>Poecilus cupreus</i>	1238
30	<i>Poecilus versicolor</i>	887
31	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	50
32	<i>Pterostichus melanarius</i>	516
33	<i>Pterostichus nigrita</i>	2
34	<i>Pterostichus ovoideus</i>	7
35	<i>Pterostichus vernalis</i>	17
36	Celkem jedinců	4220

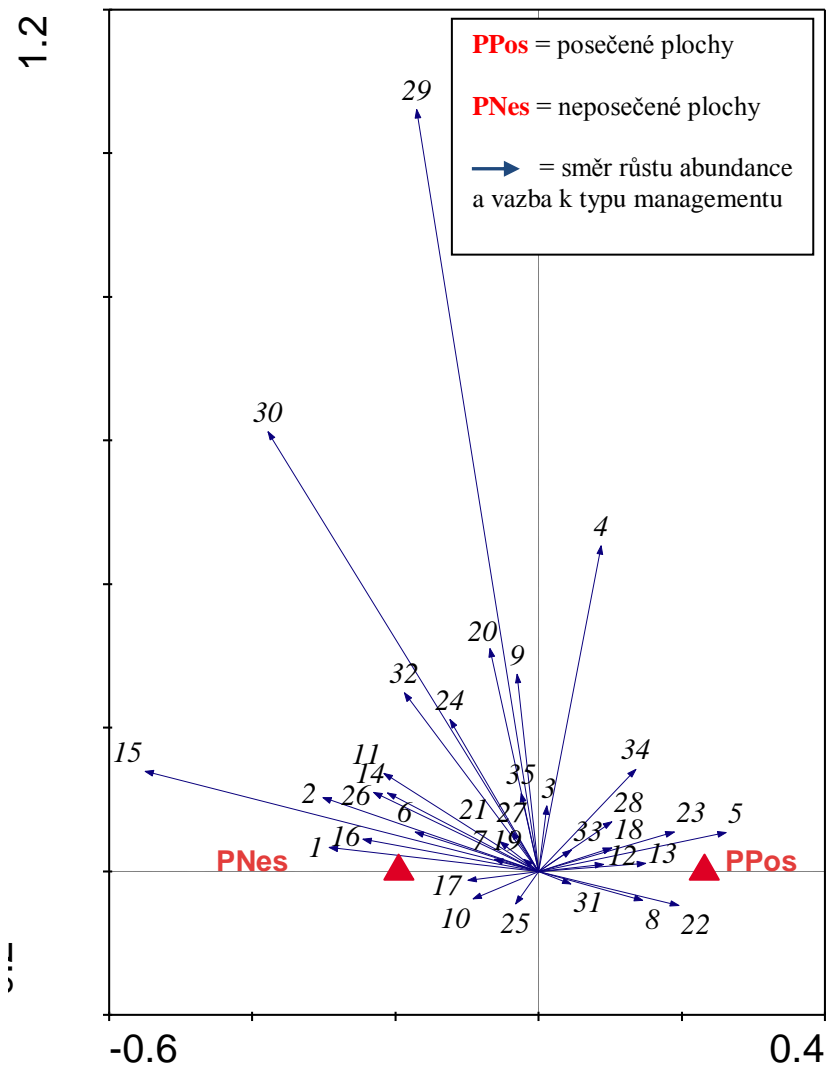
4.2. Analýzy

4.2.1. Hodnocení vlivu sečení v bezprostředním okolí pasti

Tab. 3. Přehled výsledným modelem vysvětlené druhové a osově variability.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.004	0.403	0.104	0.083	1.000
Species-environment correlations	0.127	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	0.5	54.5	68.4	79.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.747
Sum of all canonical eigenvalues					0.004

Model je signifikantní ($p=0,0100$, $F=3,288$). Graf zobrazuje výsledný model, kdy vysvětlujícími proměnnými je umístění pasti v posečené (PPos) či neposečené (PNes) části plochy. Z grafu je patrné, že většina zjištěných druhů střevlíků inklinuje k plochám neposečeným a část menší k plochám posečeným.



Graf 1. Grafické znázornění vlivu sečení na jednotlivé druhy střevlíků.

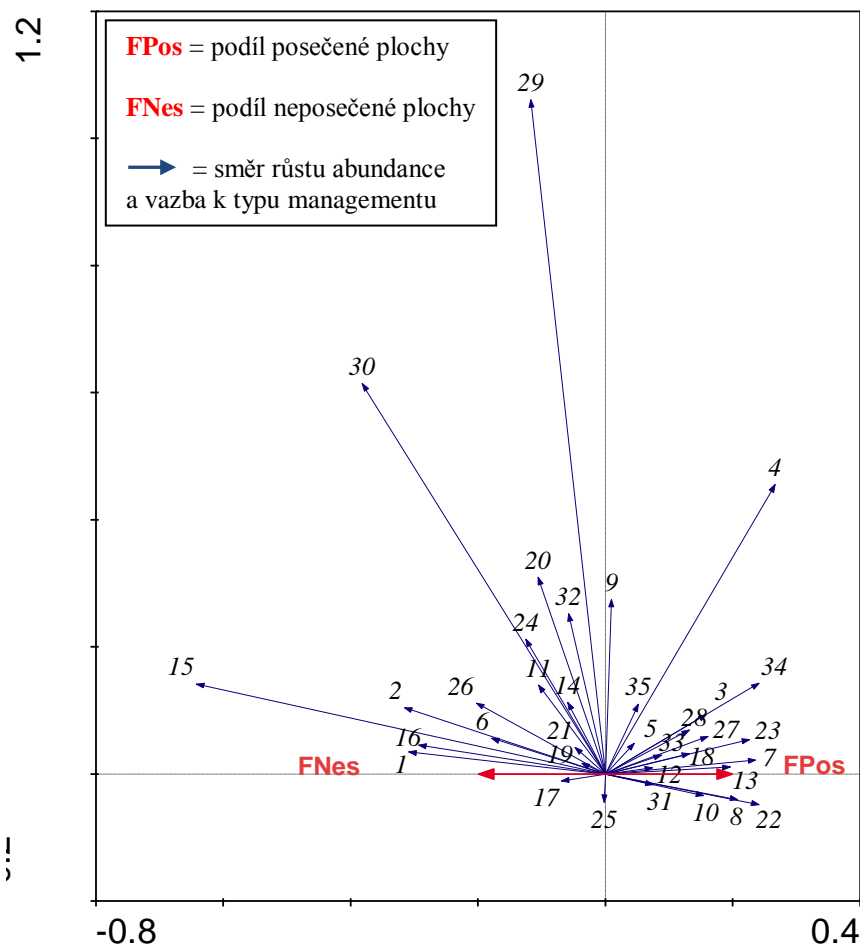
1 *Agonum sexpunctatum*, 2 *Amara aenea*, 3 *Amara aulica*, 4 *Amara equestris*, 5 *Amara montivaga*, 6 *Anchomenus dorsalis*, 7 *Anisodactylus signatus*, 8 *Badister sodalis*, 9 *Bembidion properans*, 10 *Bembidion quadrimaculatum*, 11 *Calathus fuscipes*, 12 *Calathus melanocephalus*, 13 *Carabus coriaceus*, 14 *Carabus granulatus*, 15 *Carabus scheidleri*, 16 *Carabus ulrichi*, 17 *Carabus violaceus*, 18 *Cicindela campestris*, 19 *Clivina collaris*, 20 *Cychrus caraboides*, 21 *Dyschirius globosus*, 22 *Epaphius secalis*, 23 *Harpalus luteicornis*, 24 *Loricera pilicornis*, 25 *Ophonus nitidulus*, 26 *Ophonus schaubergerianus*, 27 *Panagaeus cruxmajor*, 28 *Platynus assimilis*, 29 *Poecilus cupreus*, 30 *Poecilus versicolor*, 31 *Pseudoophonus rufipes*, 32 *Pterostichus melanarius*, 33 *Pterostichus nigrita*, 34 *Pterostichus ovoideus*, 35 *Pterostichus vernalis*.

4.2.2. Hodnocení vlivu sečení v rámci celé louky

Tab. 4. Přehled výsledným modelem vysvětlené druhové a osově variability.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.003	0.404	0.104	0.083	1.000
Species-environment correlations	0.130	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance of species data	0.4	54.5	68.4	79.6	
of species-environment relation	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.747
Sum of all canonical eigenvalues					0.003

Model byl opět signifikantní ($p=0,0130$, $F=2,629$). Graf zobrazuje výsledný model, kdy vysvětlujícími proměnnými je umístění pastí v části plochy, kde je podíl posečené (FPos) nebo nesečené (FNes) plochy vyjádřen v procentech. Z grafu je patrné, že většina zjištěných druhů střevlíků inklinuje k plochám s větším podílem ponechané biomasy, což koreluje s prvním modelem.



Graf 2. Grafické znázornění vlivu sečení na jednotlivé druhy střevlíků.

1 *Agonum sexpunctatum*, 2 *Amara aenea*, 3 *Amara aulica*, 4 *Amara equestris*, 5 *Amara montivaga*, 6 *Anchomenus dorsalis*, 7 *Anisodactylus signatus*, 8 *Badister sodalis*, 9 *Bembidion properans*, 10 *Bembidion quadrimaculatum*, 11 *Calathus fuscipes*, 12 *Calathus melanocephalus*, 13 *Carabus coriaceus*, 14 *Carabus granulatus*, 15 *Carabus scheidleri*, 16 *Carabus ulrichi*, 17 *Carabus violaceus*, 18 *Cicindela campestris*, 19 *Clivina collaris*, 20 *Cychrus caraboides*, 21 *Dyschirius globosus*, 22 *Epaphius secalis*, 23 *Harpalus luteicornis*, 24 *Loricera pilicornis*, 25 *Ophonus nitidulus*, 26 *Ophonus schaubergerianus*, 27 *Panagaeus cruxmajor*, 28 *Platynus assimilis*, 29 *Poecilus cupreus*, 30 *Poecilus versicolor*, 31 *Pseudoophonus rufipes*, 32 *Pterostichus melanarius*, 33 *Pterostichus nigrita*, 34 *Pterostichus ovoideus*, 35 *Pterostichus vernalis*.

4.3. Charakteristika společenstva

Z velkých střevlíků rodu *Carabus* inklinuje k sečeným plochám pouze *Carabus coriaceus*, který na rozdíl od ostatních střevlíků tohoto rodu žije i na stanovištích s poměrně intenzivním managementem, jako jsou vinice či sady (Hůrka 1996). Dále například *Cicindela campestris*, která potřebuje volné plochy s minimálním pokryvem pro aktivní lov. Dalším příkladem je druh *Amara equestris*, který preferuje teplejší a sušší podmínky. Obnažený povrch se za slunného dne ohřeje rychleji a více než povrch zarostlý trávou. Ostatní druhy jsou: generalisté otevřených stanovišť (*Carabus violaceus*, *Poecilus cupreus*, *Amara aenea*), běžné s vazbou na vlhčí stanoviště (*Clivina collaris*) a zbývající mají vazbu na plochy s lesním pokryvem (*Cychrus caraboides*). Afinita většiny druhů k posečeným nebo neposečeným plochám je v obou analýzách stejná, odlišně se chovají pouze tyto druhy: *Anisodactylus signatus*, *Bembidion properans* a *Bembidion quadrimaculatum*, kteří žijí v místech bez zastínění, ale potřebují vlhko, *Panagaeus cruxmajor* žije v místech s částečným zastíněním a *Pterostichus vernalis* je k zastínění tolerantní (má li možnost, preferuje světlejší stanoviště), ale také potřebuje vlhko. Tato analýza se pohybuje na širší škále, proto různé zastoupení druhů v obou typech managementu může lépe reflektovat komplexnější biotopové nároky některých výše uvedených druhů.

Lze říci, že většina zjištěných druhů, až na pár výjimek, je striktně vázána na nezastíněné, luční biotopy, především na tyto druhy mají testované faktory vliv. Díky dostatečné heterogenitě lokality (říční břehy, hraniční pásmo louky a lesa, aj.) zde najdou místo i druhy pozdějších sukcesních stádií nebo druhy, které na luční biotop tak silnou vazbu nemají.

Souhrn ekologických nároků všech zjištěných druhů je uveden v příloze – (Příloha 1.).

5. Diskuse

V Babiččině údolí se dnes vyskytuje poměrně málo druhů střevlíků, za což na jedné straně vděčíme velké míře izolovanosti (Bergman et al. 2004; Vandewoestijne et al. 2005; Mládek et al. 2006; Polus et al. 2006) od okolních bezlesých ploch pásy lesů a od těch vzdálenějších zcela uniformní zemědělskou krajinou (Bergman et al. 2004). To je překážkou v rekolonizaci ze sousedních bezlesých ploch (Cook a Holt 2006; Öckinger et al. 2006). Tím hlavním důvodem je však současný stav zdejších luk, který nastal v důsledku nevhodného managementu, jenž zde byl během několika posledních desetiletí provozován (Vaněk 1992; Müller a Vopršalová 1994; Kratochvíl et al. 1995).

I přes tento celkem znepokojivý stav jsem během tohoto průzkumu zaznamenal 35 druhů střevlíků v celkovém počtu 4220 jedinců. Mým cílem bylo zjistit, jaký vliv má na střevlíky umístění pasti v sečené nebo nesečené části plochy a také jaký vliv má podíl sečených a nesečených ploch v širším okolí. Obecně jsou vlivy sečení dost neprobádanou oblastí. Většina podobných prací se zabývá problematikou extenzivní pastvy jako managementu (Dolek a Geyer 1997; Balmer a Erhardt 2000; Saarinen a Jantunen 2005). Je zřejmé, že ačkoliv sečení způsobuje přímé ztráty likvidací jedinců různých druhů, jsou na něm luční biotopy závislé (Grandchamp et al. 2005; Batáry et al. 2007). U střevlíků toto riziko není tolik aktuální, protože valná většina jedinců se pohybuje na povrchu půdy nebo v povrchové vrstvě humusu (Hůrka 1996; Kagawa a Maeto 2009).

V minulosti však právě kosení představovalo dominantní složku hospodaření na mnohých lučních biotopech a v současnosti funguje v mnoha chráněných územích jako náhrada za extenzivní pastvu (Balmer a Erhardt 2000). V zemědělské krajině je intenzita sečení, která je optimální pro zemědělskou produkci, pro většinu druhů příliš vysoká (Öckinger et al. 2006). A tento stav je mnohdy ještě zhoršován nevhodně nastavenými dotačními tituly, které měly původně za cíl podporu biodiverzity. Hlavním negativním důsledkem je homogenizace a tedy opět likvidace heterogenity prostředí (Johst et al. 2006, Schmidt et al. 2008). Proto se dnes při managementu chráněných území praktikuje postupné mozaikovitě sečení (Konvička et al. 2005).

Podle mých výsledků je způsobem sečení složení místního společenstva střevlíků výrazně ovlivněno. Vzorky z pastí v posečených plochách se lišily od vzorků

z ploch nesečených. Z první analýzy vyplývá, že většina nalezených druhů inklinuje k plochám nesečeným, zde využívají vyšší pokryv jako úkryt, místo lovu či sběru nebo k jiným aktivitám. Z druhého modelu, který hodnotí vliv sečení v širším kontextu stanoviště, rovněž vyplývá, že většina druhů inklinuje k plochám neposečeným, což je v souladu s prvním modelem.

V Babiččině údolí se tedy vyskytují druhy s různými ekologickými nároky (Eyre 2006; Öckinger et al. 2006), pro jejichž koexistenci je nutná co největší heterogenita prostředí (Balmer a Erhardt 2000; Grandchamp et al. 2005; Öckinger et al. 2006), pro stěvlíky i jiné organismy nezbytná (Cook a Holt 2006; Mládek et al. 2006). Tuto heterogenitu by měla zajistit časově a prostorově diverzifikovaná seč, která představuje nejlepší simulaci tradičního managementu, který zde dříve fungoval. Na stěvlíky bude jistě mít vliv i struktura ponechané biomasy, což by mohlo být předmětem dalšího bádání.

Údržba a hospodaření na loukách a jiných bezlesých biotopech se netýká jen stěvlíků, ale dotýká se celé řady dalších skupin a druhů hmyzu. (Vandewoestijne et al. 2005; Wenzel et al. 2006; Cook a Holt 2006; Schmit a Rákosy 2007). Vzhledem k obrovské biodiverzitě lučních společenstev je zcela zřejmé, že je vždy ovlivňováno mnoho druhů najednou, a že ohrožení známých skupin hmyzu může úzce souviset s ústupem jiných, méně probádaných (Vessby et al. 2001). Dřívější studie často ukázaly, že diverzifikovanější management je nutný pro výskyt většího počtu specializovaných druhů (Robinson a Sutherland 2002; Polus et al. 2006). Tato studie ukazuje, že je prospěšný i na relativně ochuzených místech, která obývají v převážné míře běžné druhy (Balmer a Erhardt 2000; Batáry et al. 2007), jak ukazujeme právě na příkladu Babiččina údolí.

6. Závěr

Od prvopočátků zemědělství byly travnaté plochy využívány člověkem k pastvě dobytka nebo k jiným hospodářským účelům. Heterogenita prostředí a koexistence velkého počtu druhů organismů byly zajištěny právě tradičním, diverzifikovaným způsobem hospodaření. V minulosti obecně došlo k oslabení celkové biodiverzity přechodem z tradičního zemědělství na intenzivní a s tím spojenou ztrátou heterogenity krajiny. Meliorace, unifikace, zúrodnování, používání hnojiv i moderní mechanizace, vedly na jedné straně k vyšší hospodářské produkci, ale na straně druhé k ústupu mnoha skupin živočichů včetně hmyzu.

Ačkoliv je Babiččino údolí na hmyz poměrně chudé, bylo zde zjištěno 35 druhů střevlíků v celkovém počtu 4220 kusů. Zjistili jsme, že kosení významným způsobem ovlivňuje populace přítomných druhů, přičemž větší část jich inklinuje spíše k neposečeným plochám s vyšší vegetací. V důsledku rozdílných ekologických nároků jednotlivých zjištěných druhů je třeba pro střevlíky zajistit dostatečnou heterogenitu stanovišť, tím zvýšit dosažitelnost zdrojů a tím pádem abundance jednotlivých druhů na lokalitě.

Při současném režimu na lokalitě (jedná se o přírodní rezervaci, kde je prováděn aktivní management), se dá požadovaná heterogenita prostředí zajistit pomocí časově a prostorově diverzifikované seče.

7. Literatura

Antrop, M. (2004): Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and urban planning*, 67: 9 – 26.

Avgin, S. S., Luff, M. L. (2010): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Munis entomology and zoology*, 5 (1): 209 – 215.

Balmer, O., Erhardt, A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central european butterfly communities: Rethinking conservation practices. *Conservation biology*, 14: 746 – 757.

Batáry, P., Báldi, A., Szél, G., Podlussány, A., Rozner, I., Erdos, S. (2007): Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Diversity and distribution*, 13: 196 – 202.

Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabc, V., Weidenhoffer, Z. (2002): *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II*. SOM, Praha, 857 pp.

Bergman, K. O., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H., Wahlman, H., Milberg, P. (2004): Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography*, 27: 619 – 628.

Bezděk, A. (2001): Význam střevlíků (Carabidae) jako indikátorů ekologických změn. *Aktuality šumavského výzkumu*, 176 – 177.

Cook, M. W., Holt, D. R. (2006): Fire frequency and mosaic burning effects on a tallgrass prairie ground beetle assemblage. *Biodiversity and conservation*, 15: 2301 – 2323.

Čížek, O. (2004): Inventarizační průzkum NPP Babiččino údolí z oboru zoologie – denní motýli (Lepidoptera). MS depon. AOPK Praha.

Čížek, O., Zámečník, J. (2006): Výsledky výzkumu vlivu lučního managementu v NPP Babiččino údolí.

Dolek, M., Geyer, A. (1997): Influence of management on butterflies of rare grassland ecosystems in Germany. *Journal of insect conservation*, 1: 125 – 130.

Dolek, M., Geyer, A. (2002): Conserving biodiversity on calcareous grassland in Franconian Jura by grazing: A comprehensive approach. *Biological conservation*, 104: 351 – 360.

Eyre, M. D. (2006): A strategic interpretation of beetle (Coleoptera) assemblages, biotopes, habitats and distribution, and the conservation implications. *Journal of insect conservation*, 10: 151 – 160.

Eyre, M. D., Rushton, S. P., Luff, M. L., Telfer, M. G. (2004): Predicting the distribution of ground beetle species (Coleoptera, Carabidae) in Britain using land cover variables. *Journal of environmental management*, 72: 163 – 174.

Faltysová H., Mackovčín P., Sedláček M. a kol. (2002): Chráněná území ČR, svazek V. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 410 pp.

Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. (eds.) (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.

Grandchamp, A.-C., Bergamini, A., Stofer, S., Niemela, J., Duelli, P., Scheidegger, h. (2005): The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, ecosystems and environment*, 110: 307 – 317.

Hanzák, J., Moucha, J., Zahradník, J. (1973): Světem zvířat (V) bezobratlí. Albatros, Praha, 451 pp.

Hůrka, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. České a Slovenské republiky. Kabourek, Zlín, 565 pp.

Javorek, V. (1964): Kapesní atlas Brouků s určovacím klíčem vyobrazených druhů. SPN, Praha, 254 pp.

Johst, K., Drechsler, M., Thomas, J., Settele, J. (2006): Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology*, 43: 333 – 342.

Kagawa, Y., Maeto, K. (2009): Spatial population structure of the predatory ground beetle *Carabus yaconicus* (Coleoptera: Carabidae) in the mixed farmland-woodland satoyama landscape of Japan. *European Journal of Entomology*, 106: 385 – 391.

Klapálek, F. (1903): Atlas brouků středoevropských I, II. Národní knihtiskárna I. L. Kobra, Praha, 462pp., 382 pp.

Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L. (2005): Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc, 127 pp.

Konvička, M., Beneš, J., Čížek, O., Kopeček, F., Konvička, O., Vitaz, L. (2008): How to much care kills species: Grassland reserves, agri – environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of insect conservation*, 12: 519-525.

Kratochvíl, J. (1957): Klíč zvířeny ČSR II. Nakladatelství československé akademie věd, Praha, 746 pp.

Kratochvíl, J., Dostál, J., Faltys, V. (1995): Obnova květnatých luk v areálu NPP Babiččino údolí. AOPK Pardubice.

Kult, K. (1947): Klíč k určování čeledi Carabidae Československé republiky. Česká společnost entomologická, Praha, 199 pp.

Lipský, Z. (1995): The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban planning*, 31: 39-45.

Lobová, J. (2004): Floristický průzkum lučních porostů NPP Babiččino údolí. AOPK ČR, Praha.

Ložek, V. (2004): Středoevropské bezlesí v čase a prostoru. *Ochrana přírody IV*, 59: 71-78

Mařan, J., Procházka, F.(1963): Naši brouci. Státní nakladatelství dětské knihy, Praha, 405 pp.

Mládek, J., Pavlů, V., Hejčman, M., Gaisler, J. (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha, 104 pp.

Müller, M., Vopršalová J. (1994): Plán péče dle zákona č. 114/92 Sb. Na území NPP Babiččino údolí. Pardubice.

Öckinger, E., Eriksson, A., K., Smith, H. (2006): Effects of grassland abandonment restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological conservation*, 133: 291 – 300.

Polus, E., Vandewoestijne, S., Chouff, J., Baguette, M. (2006): Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity and conservation*, 16: 3423 – 3436.

Pradáč, J., Hrabák, R. (1982): Brouci a motýli ve fotografii. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 328 pp.

Quitt, E. (1975): Klimatické oblasti ČSR 1: 500 000. GgÚ, Brno.

Rainio, J., Niemelä, J. (2003): Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12: 487 – 506.

Robinson, R., A., Sutherland, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157 – 176.

Saarinen, K., Jantunen, J. (2005): Grassland butterfly fauna under traditional animal husbandry: contrasts in diversity in mown meadows and grazed pastures. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3201 – 3213.

Schmidt, M.H., Rucker, S., Hanafi, J., Gigon, A. (2008): Rotational fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: the case of spiders in fen meadows. *Biodiversity and Conservation*, 17: 3003 – 3012.

Schmitt, T., Rákosy, L. (2007): Changes of traditional agrarian landscapes and their conservation implications: a case study of butterflies in Romania. *Diversity and Distributions*, 13: 855 – 862.

Semenova, O., V. (2008): Ecology of Ground Beetles in an Industrial City. *Russian journal of ecology*, 39: 444 – 450.

Thomas, J., A. (1993): Holocene climate changes and warm man – made refugia may explain why a sixth of british butterflies posses unnatural early – successional habitats. *Ecography*, 16: 278 – 284.

Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., Baňář, P., Tuf, I. H., Hejda, M. Konvička, M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47: 139 – 148.

Vandewoestijne, S., Polus, E., Baguette, M. (2005): Fragmentation and insects: theory and application to calcareous grasslands. *Biotechnology Agronomy Society and Environment*, 9: 139 – 142.

Vessby, K., Söderström, B., Glimskär, A., Svensson, B. (2001): Species richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation biology*, 16: 430 – 439.

Vrána, K., Dostál, T., Vejvalková, M. (2000): Studie rekonstrukce historických hřbetinových závlah v Ratibořicích, okr. Náchod. KV AQVA, Praha.

Vera, F. W. M. (2000): *Grazing Ecology and Forest History*. Cabi International, Wallingford, 528 pp.

Weibull, A.-Ch., Ostman, O., Granqvist, A. (2002): Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and conservation*, 12: 1335 – 1355.

Wenzel, M., Schmittb, T., Weitzelc, M., Seitz, A. (2006): The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: A conservation problem. *Biological conservation*, 128: 542 – 552.

8. Přílohy

1. Ekologie jednotlivých druhů

V tomto seznamu jsou abecedně uvedeny veškeré druhy, které byly zjištěny a zároveň zahrnuty do analýzy. Jsou zde zaznamenány jejich ekologické nároky, včetně rozšíření a stupně výskytu.

Agonum sexpunctatum (Linnaeus, 1758) - Palearktický druh, rozšířený po Sibiř, v ČR a SR je hojný, obývá polovlhká až velmi vlhká stanoviště bez zastínění, jako jsou louky, pastviny, zarostlé břehy vod a vlhké lesní světliny. Větší počet jedinců tohoto druhu můžeme spatřit zejména na náplavech po jarním rozvodnění řek. Vyskytuje se od nížin až do hor, nejčastěji však v podhůří. Živí se drobným hmyzem (Klapálek 1903; Mařan a Procházka 1963; Hanzák et al. 1973; Pradáč a Hrabák 1982; Hůrka 1996;).

Amara aenea (De Geer, 1774) - Palearktický druh dosahující k Bajkalu, zavlečený do Severní Ameriky. V ČR a SR obecný. Tento eurytopní druh obývá otevřená stanoviště: pole, písčiny, cesty, stepi, ruderály. Vyskytuje se od nížin až do hor. Potravou tohoto brouka jsou rozmanité trávy, ale také larvy hmyzu (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Javorek 1964; Hůrka 1996).

Amara aulica (Panzer, 1797) - Západopalearktický druh dosahující po západní Sibiř. Byl také zavlečen do Severní Ameriky. V ČR a SR je to obecný, eurytopní druh nezastíněných stanovišť. Obývá pole, louky, ruderály. Rozšířen od nížin až do hor. Často u něj pozorován žír imag na květech *Cirsium oleraceum* (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Amara equestris (Duftschmid, 1812) – Tento palearktický druh je rozšířený od Velké Británie po Bajkal. Vytváří 4 poddruhy. V ČR a SR nominotypický poddruh, vyskytující se ojediněle na suchých až velmi suchých stanovištích bez zastínění. Jedinci tohoto druhu žijí na stepích a pastvinách od nížin až do hor. Najdeme je především v pahorkatinách (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Amara montivaga (Sturm, 1825) - Západopalearktický druh dosahující po Ural a západní Sibiř. V Č je ojedinělý až hojný, na M ojedinělý, v SR ojedinělý až vzácný.

Preferuje nezastíněná travnatá stanoviště, jako jsou pole, louky a sady. Najdeme ho od nížin až do hor, často v pahorkatinách (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Anchomenus dorsalis (Pontoppidan, 1763) - Západopalearktický, euryekní druh, zasahující na východ po Střední Asii. V ČR a SR je obecný na nezastíněných, suchých až polovlhkých stanovištích. Obývá nejčastěji pole, stepi, pastviny nebo okraje remízku a to od nížin do hor. Žijí často pospolitě pod kameny. Živí se drobným hmyzem a jeho larvami (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Mařan a Procházka 1963; Javorek 1964; Hanzák et al. 1973; Hůrka 1996).

Anisodactylus signatus (Panzer, 1797) - Transpalearktický druh zasahující na Sachalin a jižní Kurily. Rozšířen ve střední Evropě a na Sibiři. V ČR a SR hojný až ojedinělý na polosuchých až vlhkých stanovištích bez zastínění, především na písčitohlinitém podkladu, jako jsou travnaté břehy vod, pískovny, pole a slaniska. Objevuje se od nížin až po podhůří (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Badister sodalis (Duftschmid, 1812) - Západopalearktický druh, který je v ČR i SR hojný na eurytopních biotopech, jako je vlhká lada nebo cihelny. Můžeme ho najít od nížin až po podhůří (Hůrka 1996).

Bembidion properans (Stephens, 1828) - Palearktický druh zavlečený do Severní Ameriky. V ČR a SR je hojný na různorodých stanovištích s různým stupněm vlhkosti bez zastínění. Obývá louky, hlinité a travnaté břehy vod aj. od nížin až po podhůří. Většina druhů tohoto rodu jsou typickými členy pobřežních biocenóz, kteří se živí drobnými larvami hmyzu a jeho vajíčky (Javorek 1964; Hůrka 1996).

Bembidion quadrimaculatum (Linnaeus, 1761) - Holoarktický druh, v palearktické části areálu je rozšířen jeho nominotypický poddruh. V ČR a SR obecný na sušších i vlhkých stanovištích bez zastínění nebo s částečným zastíněním. Obývá především močály, břehy stojatých vod s bohatým rostlinstvem, světlé lužní lesy v nížinách až pahorkatinách (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Calathus fuscipes (Goeze, 1777) - Západopalearktický druh zavlečený do severní Ameriky vytvářející na svém areálu 6 až 8 poddruhů, lišících se především tvarem sklerotizovaného útvaru ve vnitřním vaku aedagu. V severní, střední a východní Evropě je rozšířen jeho nominotypický poddruh. V ČR a SR obecný spíše na suchých stanovištích bez zastínění. Jsou to hlavně louky, pole, meze a stepi od nížin do hor.

Často ho najdeme pod kameny na nejrůznějších stanovištích (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Hůrka 1996;).

Calathus melanocephalus (Linnaeus, 1758) - Palearktický druh, pravděpodobně také zavlečený do severní Ameriky; v ČR i SR obecný především na nezastíněných a polozastíněných stanovištích. Můžeme ho najít na polích a stepích od nížin do hor (Hůrka 1996).

Carabus coriaceus (Linnaeus, 1758) - Evropa (kromě Velké Británie a Iberského poloostrova), západní Anatólie. Z 6 poddruhů se v ČR a SR vyskytují 2. Obývá lesy a okraje lesů, od rovin do hor. Aktivní je v noci, přes den se ukrývá pod kmeny a kameny (Kratochvíl 1957; Mařan a Provházka 1963; Hůrka 1996).

Carabus granulatus (Linnaeus, 1758) – Tento transpalearktický druh je rozšířený od Pyrenejí a Velké Británie po Sachalin a Japonsko. Na tomto areálu vytváří na 10 poddruhů, je zavlečený do Severní Ameriky. V ČR a SR obecný nominotypický poddruh. Tento vlhkomilný, vyskytuje se ve vlhčích lesech pod kůrou padlých stromů nebo ve starých pařezech, ve trouchnivém dřevě si vytváří komůrky. Mnohdy jich najdeme i několik desítek pohromadě. Je to eurytopní střevlík nezastíněných i zastíněných stanovišť obývá nížiny až hory. Živí se jinými bezobratlými, např. larvami mandelínek (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Pradáč a Hrabák 1982; Hůrka 1996).

Carabus scheidleri (Panzer, 1799) - Velice proměnlivý druh i ve skulptuře krovek. Nalezen v jihovýchodním Bavorsku, ČR, SR, jižním Polsku, Rakousku a na severním Balkánu. Nejčastěji se vyskytuje v lesích, ale i na polích, loukách a pastvách, od nížin po lesní pásmo hor. V ČR a SR je zastoupen dvěma poddruhy (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Carabus ulrichi (Germar, 1824) – Střevlík střední a jihovýchodní Evropy, vyskytující se od nížin do podhůří na lučních, polních, v křovinatých a hájových stanovištích. V ČR a SR je zastoupen dvěma poddruhy (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Mařan a Procházka 1963; Hanzák et al. 1973; Hůrka 1996).

Carabus violaceus (Linnaeus, 1758) – Tento druh je hojný po celém území ČR, především v lesích, ale i na otevřených stanovištích, jako jsou pole louky a zahrady. Najdeme ho od nížin do vysokých hor. Je to jeden z největších dravců mezi střevlíky, dokáže usmrtit i stejně velké střevlíky rodu *Carabus*. Živí se převážně v noci, kdy loví

žížaly, slimáky a hmyz (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Mařan a Procházka 1963; Hanzák et al. 1973; Pradáč a Hrabák 1982; Hůrka 1996).

Cicindela campestris (Linnaeus, 1758) - Palearktický druh vytvářející několik poddruhů. V ČR a SR se nachází nominotypický poddruh, rozšířený a hojný po celém území od nížin do hor, především na otevřených písčítých stanovištích. Dospělí brouci jsou výborní běžci, umí i dobře létat. Za slunných dnů pobíhají na polích, pastvinách, lesních cestách a v pískovnách, kde loví drobný hmyz a pavouky. Hlavní potravou jsou mravenci. Jejich larvy si hloubí úzké chodby, v jejichž ústí ve dne číhají na kořist, v noci za potravou vylézají (Klapálek 1903; Javorek 1963; Mařan a Procházka 1963; Hanzák et al. 1973; Pradáč a Hrabák 1982; Hůrka 1996).

Clivina collaris (Herbst, 1784) – Jedná se o západopalearktický druh, rozšířený na východ po Střední Asii. V ČR a SR je hojný na vlhkých až polovlhkých stanovištích bez zastínění, hlavně na březích vod, zejména šterkopísčítých. Objevuje se od nížin do hor (Hůrka 1996).

Cychrus caraboides (Linnaeus, 1758) - Evropský druh rozšířený po Pyreneje, střední Itálii, severní Balkán a západní Rusko. V ČR a SR žije na celém území, od lesů pahorkatin po alpskou zónu hor, v nominotypickém poddruhu (Hůrka 1996).

Dyschirius globosus (Herbst, 1783) – Jedná se o transpalearktický druh, rozšířený po Kamčatku, Japonsko, Koreu a severovýchodní Čínu. V ČR a SR je obecný na vlhčích až velmi vlhkých stanovištích. Je také indiferentní k zastínění. Jde o nejběžnějšího zástupce tohoto rodu. Obývá hlinitá stanoviště, jako jsou louky, pole, zarostlé břehy vod, lesy, aj. od nížin až do hor (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Hůrka 1996).

Epaphius secalis (Paykull, 1790) – Jedná se o palearktický druh zastoupen v ČR a SR nominotypickým poddruhem. Je hojný na vlhkých až polovlhkých stanovištích, je indiferentní k zastínění. Obývá lesy, louky od nížin až do hor, nejčastěji jej nalezneme v podhůří. Nelétá (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Harpalus luteicornis (Duftschmid, 1812) - Evropský druh hojný v ČR a SR na polovlhkých až suchých stanovištích bez zastínění nebo s částečným zastíněním. Jeho domovem jsou louky, zvýšené, rostlinami porostlé břehy vod. Vyskytuje se od nížin až po podhůří (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Loricera pilicornis (Fabricius, 1775) – Jde o druh s cirkumboreálním rozšířením - v ČR a SR se vyskytuje obecný nominotypický poddruh. Je eurytopní, žije na polích, loukách, rostlinami zarostlých březích vod a v lužních lesích ve spadaném listí. Najdeme ho od nížin do hor (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Hůrka 1996).

Ophonus nitidulus (Mannerheim, 1825) - Tento eurosibiřský druh je v ČR a SR hojný, indiferentní k zastínění a tolerantní k vlhkosti. Obývá louky, křovinaté biotopy, lesy, zvláště jejich okraje. Vyskytuje se od nížin až do hor (Hůrka 1996).

Ophonus schaubergerianus (Puel, 1937) – Tento euroatlantský druh je v ČR a SR hojný na suchých až polovlhkých stanovištích bez zastínění. Obývá louky, pole, zahrady a ruderaly. Najdeme ho od nížin až po pahorkatiny (Hůrka 1996).

Panagaeus cruxmajor (Linnaeus, 1758) – jde o palearktický druh, který je v ČR a SR ojedinělý. Vyskytuje se spíše na vlhkých stanovištích bez zastínění nebo s částečným zastíněním. Nejčastěji obývá louky u vod nebo travnaté břehy vod. Je možné ho najít od nížin až po pahorkatiny (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Mařan a Procházka 1963; Hanzák et al. 1973; Hůrka 1996).

Platynus assimilis (Paykull, 1790) - Transpalearktický druh, rozšířený po Sachalin a Japonsko. V ČR a SR je obecný, s výskytem na indiferentních až velmi vlhkých stanovištích s částečným až úplným zastíněním. Obývá lesy, parky a stinné břehy vod a to v pahorkatinách, nížinách až horách (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758) – Tento západopalearktický druh je rozšířený po střední Sibiř a střední Asii. V ČR i SR ho zastupuje nominotypický poddruh. Je obecným, eurytopním druhem nezastíněných stanovišť, jako jsou pole, stepi a břehy vod. Vyskytuje se od nížin až do hor. Dospělci i larvy tohoto druhu loví drobný hmyz (Javorek 1964; Hůrka 1996).

Poecilus versicolor (Sturm, 1824) - Palearktický druh zasahující na východ po Bajkal a Jakutsko. V ČR a SR je hojný na nezastíněných stanovištích, jako jsou louky, pastviny, pole, rostlinami porostlé břehy vod a lesní paseky. Najdeme ho od nížin až do hor, nejčastěji však v pahorkatinách (Hůrka 1996).

Pseudoophonus rufipes (De Geer, 1774) – Jedná se o palearktický druh zavlečený do Severní Ameriky. V ČR a SR je obecný na suchých až polovlhkých, spíše nezastíněných stanovištích, jako jsou pole, louky a ruderaly. Častý je na písčitém podkladu od nížin až do hor (Hůrka 1996).

Pterostichus melanarius (Illiger, 1798) – Jde o eurosibiřský druh. V ČR a SR je to obecný, velmi eurytopní druh polí, luk, zahrad i lesů, vyskytující se od nížin až do hor. Bezesporu náš nejhojnější střevlík, larvy a imaga jsou dravá (Klapálek 1903; Kratochvíl 1957; Mařan a Procházka 1963; Javorek 1964; Hanzák et al. 1973; Hůrka 1996).

Pterostichus nigrita (Paykull, 1790) - Palearktický druh, rozšířený od Velké Británie a severozápadní Afriky až po Ussuri. V ČR a SR se jeví jako obecný, eurytopní, vlhkomilný druh, indiferentní k zastínění. Obývá louky u vod, rostlinami porostlé břehy vod, lužní lesy a močály od nížin až do hor (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Pterostichus ovoideus (Sturm, 1824) – Tento eurosibiřský druh je v ČR a SR hojný spíše na vlhkých stanovištích, je indiferentní k zastínění. Obývá louky u vod, rostlinami porostlé břehy vod, lužní lesy a háje. Najdeme ho od nížin až do hor, nejčastěji však v pahorkatinách (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

Pterostichus vernalis (Panzer, 1796) – Jedná se o palearktický druh zasahující na východ po Bajkal. V ČR a SR je obecný na vlhkých stanovištích, je indiferentní k zastínění. Obývá travnaté břehy vod, vlhké louky, lužní lesy a zahrady od nížin až do hor (Klapálek 1903; Hůrka 1996).

2. Letecký snímek Babiččina údolí s vyznačenými plochami a transektly. Převzato a upraveno pro účely této práce z (Čížek, Zámečník 2006)

