

**Univerzita Palackého v Olomouci**

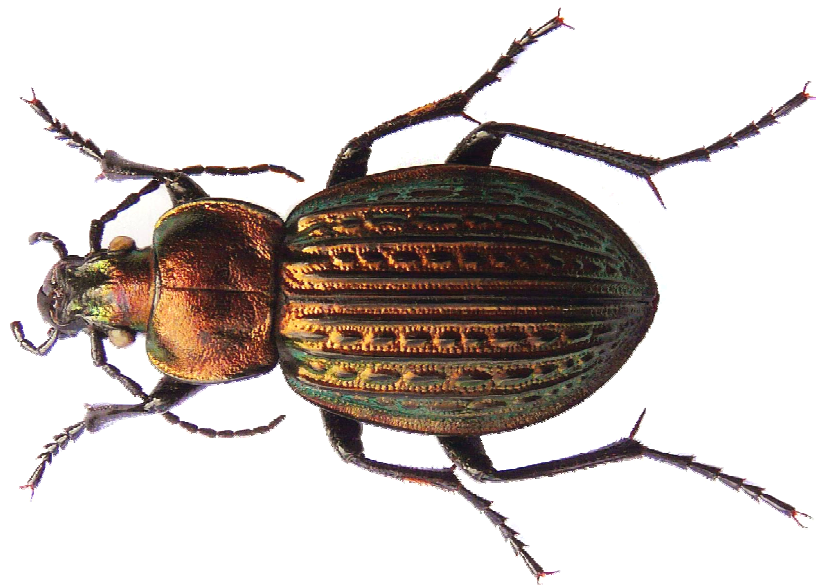
Přírodovědecká fakulta

Katedra zoologie a ornitologická laboratoř



Bc. Jana Růžičková

**Porovnání vlivu AEO "úhor" a "neošetřovaný pás"  
na carabidofaunu polí**



**Diplomová práce**

v oboru Zoologie

Vedoucí práce: RNDr. Milan Veselý, Ph.D.

Olomouc 2014

**Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Milana Veselého, Ph.D. a všechny citované zdroje uvádím v seznamu literatury.

V Olomouci 30. dubna 2014

.....

podpis

## **Poděkování**

V první řadě bych chtěla poděkovat RNDr. Milanovi Veselému, PhD. za vedení práce, kritický pohled a cenné rady. Můj obrovský dík patří také RNDr. Ivanu H. Tufovi, PhD. a Mgr. Honzovi Šipošovi za pomoc se statistickou analýzou. Nesmím opomenout ani všechny sběratele dat, svoji rodinu a „kolíky“, bez kterých by se mi pracovalo jen velmi ztuhla. A nakonec děkuji pardanům za podporu ve chvílích nejtemnějších a dugongům za to, že jsou ozdobou naší planety.

**Růžičková, J. (2014): Porovnání vlivu AEO "úhor" a "neošetřovaný pás" na carabidofaunu polí.**

Současná zemědělská politika Evropské unie podporuje opatření na zvýšení biodiverzity a heterogenity agroekosystémů. Cílem této práce bylo reálně zhodnotit smysluplnost dvou agroenvironmentálních opatření (úhoru a chemicky neošetřeného pásu plodiny) na střevlíkovité brouky v polích. Výzkum probíhal během let 2009 – 2011 na polích na Znojemsku, Královéhradecku a Vyškovsku. Pomocí padacích zemních pastí umístěných ve čtyřech liniích v různých vzdálenostech od opatření bylo celkově uloveno 58 805 jedinců střevlíkovitých v 99 druzích. Druhová bohatost a početnost společenstva byla nejvyšší v opatření (bez ohledu na typ) a klesala směrem do pole. Byly zaznamenány i změny ve funkční diverzitě společenstva v závislosti na poloze linie pastí. Vývoj funkční diverzity společenstva střevlíkovitých na úhorových lokalitách zatím neukázal statisticky významné trendy. Zachování úhoru na jednom místě po delší dobu je důležitým předpokladem pro zvýšení heterogenity a stability prostředí. Navíc úhor poskytuje vhodné prostředí pro celou řadu druhů, včetně velkých vlhkomilných střevlíkovitých a druhů zákonem chráněných. Kumulativní efekt chemicky neošetřeného pásu nemohl být studován, vzhledem k tomu, že se umístění tohoto typu opatření každý rok měnilo. Výsledky této práce naznačují, že navrhovaná agroenvironmentální opatření mají pro tuto skupinu bezobratlých smysl a měla by být i nadále podporována.

**Klíčová slova:** střevlíkovití, *Carabidae*, agroenvironmentální opatření, AEO, zemní pasti

**Růžičková, J. (2014): The influence of AES (fallow and cropper without special care) on ground beetles (Carabidae).**

The current Common Agricultural Policy of the European Union supports programs to increase biodiversity and heterogeneity of agroecosystems. The aim of this thesis is detecting the effect of two selected agri-environmental schemes (fallow land and belt of crop without special care) on ground beetles. The study took place on fields near three Czech towns Znojmo, Hradec Králové and Vyškov in years 2009 - 2011. Pitfall traps in four lines at different distances from AES were used to collect zoological material. In total 58 805 individuals of ground beetles belonging to 99 species were collected. Species richness and activity-density of ground beetles were higher in AES (regardless of the type). Differences in functional diversity were observed at different distances from AES. No significances were recorded in functional diversity in fallow land during years. It's important to maintaining fallow land on one place for long time period. In addition fallow land provides a suitable environment for a variety of species, including large hydrophilic ground beetles and protected carabid species. The cumulative effect of belt of crop without special care could not be studied because this type of AES was created at different fields every year. The results of this thesis suggest that the proposed agri-environmental schemes are meaningful for ground beetles and should be supported.

**Key words:** ground beetles, *Carabidae*, agri-environmental schemes, AES, pitfall traps

## Obsah

Úvod .....	1
Obecná charakteristika čeledi střevlíkovitých .....	1
Střevlíkovití v agrocenózách .....	4
Cíle práce .....	8
Materiál a metodika .....	9
Studované lokality a agroenvironmentální opatření .....	9
Sběr a determinace zoologického materiálu .....	14
Analýza dat .....	16
Výsledky .....	19
Diskuze .....	28
Závěr .....	33
Literatura .....	34
Přílohy .....	40

## Úvod

Zemědělská krajina tvoří neodmyslitelnou součást naší přírody po celá staletí vývoje lidské kultury a civilizace. Ve druhé polovině 20. století došlo v mnoha evropských zemích k postupné intenzifikaci zemědělství v reakci na potřebu společnosti (Robinson & Sutherland 2002). Rozvoj zemědělské techniky sice ušetřil lidskou práci, ale stále silněji zasahoval do krajiny. Dříve hojná drobná políčka se postupně slučovala v obrovské lány. Remízky, větrolamy a meze, které dříve vyplňovaly územní plošky mezi obdělávanou půdou, musely uvolnit místo rozlehlým polím (Ameixa & Kindlmann 2011). Vhodné životní podmínky pro široké spektrum druhů polních organismů tak zmizely. Jedním z dalších následků intenzifikace bylo významné zvýšení objemu různých chemických látek aplikovaných na jednotku plochy. Tyto chemikálie spolehlivě zahubí hmyz a rostlinné plevely, které by jinak mohly sloužit jako potrava pro ptáky či savce (Kodet & Nováková 2007). Snížení heterogenity kulturní krajiny a styl jejího obhospodařování mělo za následek významné snížení biodiverzity polních společenstev živočichů i rostlin. (Benton et al. 2003).

Zásadní změna přichází se zavedením společné zemědělské politiky Evropské unie. Jedním z jejích současných cílů je podpora heterogenity a biodiverzity v agroekosystémech. Na podporu opatření, které mohou potenciálně přispět k dosažení tohoto stanoveného cíle, jsou vykládány nemalé finanční prostředky. Výdaje EU na realizaci agroenvironmentálních programů dosáhly jen během let 2007 – 2013 skoro 22 miliard Eur (Agriculture and Rural Development on Europa, duben 2014). Je však důležité otestovat reálný vliv těchto opatření na společenstva polních organismů a prověřit tak, zda-li se nejedná o zbytečné investice.

### Obecná charakteristika čeledi střevlíkovitých

Střevlíkovití brouci (čel. Carabidae), patří společně s několika dalšími, většinou vodními, čeleděmi do skupiny masožravých (Adephaga). Střevlíci jsou velmi bohatou skupinou členovců s počtem druhů přesahujícím 35 000 (Hůrka 1996). Lövei & Sunderland (1996) dokonce uvádí až 40 000 popsáných druhů. V České republice bylo spolehlivě prokázáno 504 druhů střevlíkovitých (Veselý 2002). Více jak jedna třetina druhů (174) je bezprostředně ohrožena a je uvedena v Červeném seznamu ohrožených

druhů ČR (Farkač et al. 2005). Se střevlíkovitými brouky se můžeme setkat ve všech typech biotopů celého světa. Nejdůležitějšími faktory ovlivňující jejich výskyt jsou vlhkost, teplota, zastínění, typ vegetace a složení půdy (Lindroth 1992b, Veselý 2002). Mezi střevlíky najdeme jak široce rozšířené generalisty, tak i úzce vázané specialisty (ať už biotopové či potravní). Jejich těla s dlouhými kráčivými končetinami jsou velmi dobře přizpůsobena k pohybu po povrchu půdy či hrabance (odtud anglický název *ground beetles*). Samci většiny druhů mají tarsální články prvního páru končetin rozšířené (Hůrka 2005). Mezi střevlíky se vyskytují jak druhy okřídlené (makropterní) schopné letu, tak druhy s částečně až úplně redukovanými křídly (brachypterní až apterní). Potravně se naši zástupci řadí zejména mezi masožravce aktivně vyhledávající kořist nebo uhynulé živočichy. Část z nich je úzce vázána na určitý typ potravy. Například druhy rodu *Calosoma* se specializují na lov housenek motýlů a jako jedni z mála střevlíkovitých se za kořistí vydávají do korun stromů. Rod *Cychrus* je specializován na lov plicnatých plžů. Mezi další potravní specialisty patří rody *Leistus*, *Loricera* a *Notiophilus*, které vyhledávají chvostoskoky. Menší procento střevlíkovitých je omnivorních či striktně herbivorních (zejména rody *Amara*, *Harpalus* a *Zabrus*). Většina druhů má zadečkové (pygidiální) žlázy, které vylučují druhově specifický, často silně páchnoucí, sekret. Velmi známí jsou v tomto ohledu prskavci (rod *Brachinus*), vylučující obranné látky se slyšitelným výbuchem (Hůrka 2005).

Většina druhů mírného podnebného pásma má pouze jednu generaci ročně (Kromp 1999). Larsson (1939) rozdělil střevlíkovité brouky na dvě skupiny podle doby rozmnožování – na druhy jarní „*spring breeders*“ a podzimní „*autumn breeders*“. Toto tradiční pojetí vývojových cyklů se udrželo po velmi dlouhou dobu, i když ne všechny druhy odpovídaly tomuto striktnímu rozdělení - např. střevlíček *Abax parallelepipedus* (Piller et Mitterpacher, 1783) není rozmnožováním vázaný na konkrétní období roku (Thiele 1977, Hůrka 1996). Později se objevují i jiné koncepce rozdělení vývojových cyklů (den Boer & den Boer-Daane 1990, Lindroth 1992b). V konečném důsledku však můžeme rozlišit druhy, u kterých dochází k rozmnožování a vývoji larev na jaře a časném létě s přezimujícími imagy, a druhy rozmnožující se zejména na podzim, kdy přezimují jak larvy nové generace, tak někteří staří adultní jedinci (Hůrka 1996). Vajíčka jsou kladena přímo na zem, do vyhloubené jamky ukryté pod kamenem či do tlejícího dřeva (Trautner & Geigenmüller 1987, Kromp 1999). U některých druhů byla pozorována péče o snůšku (Thiele 1977). Larvy jsou oligopodní, campodeoidního typu a opět se ve velké většině případů jedná o dravce. Larvální instary jsou obvykle 3, výjimečně 2, u ektoparazitů jich



může být až 5 (Hůrka 1996). Parazitický způsob života byl pozorován u larev rodu *Brachinus*, který napadá kukly vodních brouků z čeledí Dytiscidae, Gyrinidae a Hydrophilidae a také kukly střevlíkovitého rodu *Amara* (Saska & Honěk 2004, 2008). Rod *Lebia* zase parazituje na mandelinkách, čel. Chrysomelidae (Hůrka 2005).

Společně s drabčičky (čel. Staphylinidae) a pavouky (Aranea) bývají střevlíci často používáni jako bioindikační skupina organismů pro hodnocení kvality prostředí (Hůrka et al. 1996). Tato čeleď brouků je velmi oblíbenou skupinou organismů jak mezi entomology, tak mezi amatérskými sběrateli hmyzu (Bezděk 2001). Jedná se o velmi početnou a diverzifikovanou skupinu hmyzu, která je ovlivňována mnoha abiotickými i biotickými faktory prostředí, zejména teplotou, vlhkostí, zdroji potravy, distribucí kompetitorů, sezónou a life history (Lövei & Sunderland 1996, Luff 1996). Většina střevlíkovitých patří mezi polyfágní predátory a jsou citliví na různé škodlivé látky. Dalším důležitým aspektem pro uplatnění v bioindikaci je relativně rychlý vývoj těchto brouků, díky kterému mohou rychle reagovat na probíhající změny v přírodě (Rainio & Niemelä 2003, Avgin & Luff 2010). Rykken et al. (1997) však kritizoval vhodnost této skupiny hmyzu pro bioindikaci a to kvůli relativně velkému procentu nenáročných druhů – generalistů.

Kotze et al. (2011) proto navrhnul, aby se budoucí výzkum zaměřil na indikační potenciál jednotlivých druhů střevlíků. Důležitý je také samotný vztah této skupiny brouků k jiným skupinám bezobratlých (Rainio & Niemelä 2003, Billeter et al. 2008). Výsledky bioindikačních studií je totiž třeba interpretovat velmi pečlivě, ostatní skupiny bezobratlých živočichů mohou reagovat na úplně jiné faktory prostředí než střevlíkovití (Cameron & Leather 2012).

Přesto střevlíkovití brouci byli, jsou a budou velmi oblíbenou skupinou organismů, která figuruje v řadě ekologických studií. (Kotze et al. 2011). Jejich biologie a ekologie je velmi dobře známá a to zejména u druhů severního mírného pásu (Lövei & Sunderland 1996, Bezděk 2001). Další předností je poměrně snadná a spolehlivá determinace střevlíkovitých pomocí kvalitních určovacích klíčů (Kult 1957, Trautner & Geigenmüller 1987, Hůrka 1996) a v neposlední řadě relativně levná a nenáročná metodika sběru – zejména pomocí tradičně používaných zemních pastí (Thiele 1977, Luff 1996).

## Střevlíkovití v agrocenózách

Společenstva organismů v agroekosystémech se utvářejí za specifických podmínek. Každoročně se musejí vyrovnávat s několika antropogenními zásahy do prostředí, ve kterém žijí. Současný stav zemědělství je z velké většiny závislý na neustálém dodávání různých chemických vstupů, jejichž negativní dopad na životní prostředí nelze zanedbat (Altieri 1999, Geiger et al. 2010). Specifické mikroklimatické podmínky vytváří typ pěstované plodiny, mající vliv na strukturu společenstva zejména epigeických živočichů (Honěk 1997, Honěk & Jarošík 2000, Bourassa et al. 2008, Eyre et al. 2009). V neposlední řadě má rozhodující roli i styl hospodaření. Proto je vhodné zmínit, jaké hlavní typy zemědělství se objevují v evropských měřících. Konvenční zemědělství (*conventional farming*) je orientováno na co největší výnos a ekonomický zisk. Bývá doprovázeno silnou aplikací chemických látek a hnojiv. Organické nebo též ekologické zemědělství (*organic farming*) klade důraz na pestré osevní postupy a citlivý přístup k okolní krajině. Ochrana rostlin proti chorobám a škůdcům je omezována na co nejmenší možnou míru a spočívá v preventivních opatřeních. Integrované zemědělství (*integrated farming*) je někde na pomezí konvenčního a ekologického zemědělství. Jeho cílem je udržitelnost systému jak z ekonomického, tak z ekologického hlediska (Šarapatka & Pokorný 2008).

Zejména poslední půlstoletí intenzifikace obhospodařování polí přineslo výrazné změny v diverzitě a početnosti organismů zemědělské krajiny. Tyto změny se pochopitelně dotkly i střevlíkovitých brouků otevřených biotopů – několik málo druhů se stalo mnohem početnějšími, zatímco jiné ne tolik běžné druhy se staly mnohem vzácnějšími (Desender et al. 1994, Holland & Luff 2000). V současné době se druhové spektrum střevlíkovitých v polních ekosystémech celé Evropy velmi podobá (Kromp 1999), dominují zejména eurytopní druhy (Kotze et al. 2011). Ve východní Evropě však bylo zaznamenáno vyšší procento druhů větších než 10 mm (Lövei & Sárospataki 1990). Mezi nejpočetnější druhy agrocenóz patří nenáročné druhy otevřených biotopů, zejména druhy *Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798), *Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758) a *Pseudoophonus rufipes* (DeGeer, 1774) (např. Kromp 1999, Veselý & Šarapatka 2008).

Velká řada studií se zabývala srovnáním společenstev střevlíkovitých v agrocenózách s různými styly hospodaření. Zatímco srovnání konvenčního stylu s různě vysokými chemickými vstupy většinou nepřineslo nikterak rozdílné výsledky v druhové bohatosti či abundanci společenstev střevlíkovitých (Winstone et al. 1996), struktura společenstev na ekologicky obhospodařovaných pozemcích se od ploch s konvenčním

managementem výrazně lišila. Zaznamenána byla jak větší druhová pestrost, tak i větší početnost střevlíkovitých (např. Pfiffner & Niggli 1996, Clark 1999, Bourassa et al. 2008, Veselý & Šarapatka 2008). Prokazatelný rozdíl ve struktuře společenstva byl zaznamenán i mezi integrovaným a ekologickým způsobem hospodaření (Pfiffner & Luka 2003). Důvody jsou nejen v omezování chemických postřiků, ale i v šetrnějším způsobu zpracování půdy (Šarapatka & Pokorný 2008). Podle Döringa & Krompa (2003) je silně vázán na pozemky spadající pod ekologický management v západní Evropě zejména druh *Carabus auratus* Linnaeus, 1761. Tento střevlík se však na našem území vyskytuje pouze v severozápadních Čechách (Hůrka 1996), ve zbytku republiky se s podobnými nároky vyskytuje jiný druh *C. scheidleri* Panzer, 1799 (Veselý & Šarapatka 2008). Dalšími druhy, jenž preferují stanoviště se šetrným managementem hospodaření jsou někteří zástupci herbivorního rodu *Amara*, konkrétně *A. aenea* (DeGeer, 1774), *A. familiaris* (Duftschmid, 1812) a *A. similata* (Gyllenhal, 1810). Omezení chemických vstupů podporuje růst plevelnatých rostlin, které rozšiřují potravní nabídku (Döring & Kromp 2003). Je však nutné podotknout, že antropogenních i environmentálních faktorů utvářejících společenstva střevlíkovitých v polních biotopech je celá řada a navzájem se prolínají. Často proto není snadné přímo určit, který faktor má klíčovou roli a který jen doprovodnou (Kromp 1999). Změny ve struktuře společenstev probíhají postupně, je proto vhodné provádět studie v širším časovém rozmezí. Při nedostatečně dlouhé době věnované výzkumu se může stát, že počínající změny ještě nejsou statisticky detekovatelné (Holland & Luff 2000).

V zemědělské krajině jsou pole obvykle oddělena neobdělávanou půdou – travnatými pásy, řadami keřů a stromů, mezemi, úhory či živými ploty. Okrajovými biotopy zejména západní a severní Evropy se široce zabývala studie Marshalla & Moonena (2002). Podle této studie je okraj obdělávané půdy rozdělen na několik zón. Na pole a jeho okraj (*the crop edge*) bezprostředně navazuje neobdělávaný pás půdy obvykle porostlý nízkou vegetací (*the margin strip*). Většinou se jedná o různé travnaté pásy, úhory či polní cesty. Ty jsou následovány mezemi, zídkami, živými ploty, větrolamy (obecně nazývané jako *boundary*), které tvoří hranice mezi obdělávanou půdou. Všechny tyto okrajové biotopy mají společnou agronomickou i ekologickou funkci, proto nejsou na následujících řádcích tyto složky striktně rozdělovány.

Procento těchto krajinných prvků se vlivem intenzifikace razantně snížilo. Musely ustoupit rozšiřující se zemědělské produkci (Altieri 1999). Jejich přítomnost je však pro mnoho druhů polních rostlin a živočichů naprosto klíčová. Možností, jak opět rozšířit

nabídku těchto krajinných prvků, jsou agroenvironmentální opatření (AEO, *agri-environmental schemes*), jenž si kladou za cíl zvýšení heterogenity prostředí zemědělské krajiny a následný rozvoj biodiverzity společenstev drobných savců, ptáků, hmyzu a polních plevelů (Kleijn & Sutherland 2003). Tato polopřírodní stanoviště vytváří biokoridory a refugia (Anon 1994). Dále poskytují vhodné potravní zdroje, místa pro zimování hmyzu a hnízdění ptáků (např. Thomas et al. 1992, Thomas & Marshall 1999, MacDonald et al. 2012a, 2012b). Jejich smysl je i vodohospodářský, zamezují rychlému odtoku vody ze zemědělské krajiny, omezují erozi půdy a chrání vodní zdroje před kontaminací chemickými postřiky (Delattre et al. 2013).

Pro bezobratlé živočichy tvoří zatravněné pásy, úhory, meze, živé ploty a jiné biotopy na okrajích polí a mezi nimi důležitá místa pro přezimování (Pfiffner & Luka 2000). Mezi střevlíkovitými jsou tato stanoviště vyhledávána zejména druhy, které se rozmnožují podzim - tedy přezimující ve stadiu larvy (Kinnunen & Tiainen 1999). Nazzi et al. (1989) hledá vysvětlení v absenci zásahů zemědělské techniky. Nejzranitelnější vývojová stádia – vajíčka, larvy a kukly - podzimních druhů nejsou decimována orbou a mají mnohem větší šanci přezimovat a dospět. Na jaře se rozmnožující druhy bývají naopak bohatěji zastoupeny přímo v poli samotném (Kinnunen & Tiainen 1999). Tyto druhy jsou většinou aktivní za dne (Thiele 1977, Kegel 1990) a otevřený polní biotop pro ně představuje vhodné prostředí, zejména v jarních měsících, kdy vegetační období teprve začíná. Docela zajímavé výsledky v tomto ohledu přinesla studie o disperzi jarních druhů střevlíkovitých na otevřené pole po přezimování (Wamser et al. 2011). Rychlost kolonizace polí závisí na dostupnosti okrajových biotopů pro přezimování – větší podíl okrajových stanovišť, a tedy míst k přezimování, opožďuje kolonizaci polí. Opožděná kolonizace bývá kompenzována až později během sezóny. Nezanedbatelným faktorem je struktura vegetace. Ta je úzce spjatá nejen s mikroklimatickými změnami (Honěk 1997, Bourassa et al. 2008), ale může hrát důležitou roli i při disperzi druhů v krajině. Hustě zarostlá stanoviště (zejména živé ploty) oddělující zemědělsky využívanou půdu mohou sloužit jako bariéra při rozšiřování druhů vázaných na otevřené biotopy (Mauremooto et al. 1995). K podobným závěrům došla i studie Al Hassana et al. (2013) - autoři zjistili, že ve více heterogenním prostředí je méně druhů vázaných čistě na otevřené biotopy. Na strukturu krajinných prvků reagují citlivěji brachypterní druhy s omezenou schopností disperze než mobilnější makropterní druhy (Wamser et al. 2011). Řada studií přesto prokázala větší aktivitu a početnost střevlíků v polích, které bezprostředně sousedily

s travnatými pásy a jinými polopřirozenými biotopy (např. Frank 1997, Collins et al. 1997, 2002, Varchola & Dunn 2001, Hof & Bright 2010).

Střevlíkovití tvoří důležitou složku polních společenstev, většinou se jedná o masožravce lovcí významné škůdce zemědělských plodin. Jakožto důležité predátory mšic uvádí Hůrka (1996) druhy rodu *Bembidion* a střevlíčka *Anchomenus dorsalis* (Pontoppidan, 1763). Skuhravý (1959) vyzdvihuje hospodářský přínos i u druhů *Poecilus lepidus* (Leske, 1785), *Pterostichus melanarius* a *Pterostichus macer* (Marsham, 1802). Právě přítomnost zatravněných pásů, úhorů a jiných okrajových stanovišť napomáhá rozšiřování hmyzích predátorů (vedle střevlíkovitých třeba ještě drabčků Staphylinidae a pavouků z čeledí Linyphiidae a Lycosidae) do polních monokultur (Collins et al. 2002). Fournier & Loreau (1999) rozdělili polní střevlíkovité do čtyř skupin podle vazby na živé ploty – na druhy vázané na živý plot, druhy preferující živý plot, druhy preferující pole a druhy na které neměla přítomnost plotu žádný výrazný vliv. Podobně French & Elliot (1999) klasifikovali střevlíky na biotopové generalisty a dále na druhy preferující pole, traviny nebo okrajové biotopy.

Aplikovaný zemědělský výzkum se zabývá zejména ochranou plodin před chorobami a škůdci. Studie se zaměřují na celkový potenciál přirozených predátorů při eliminaci škůdců. Získaná data proto bývají často sumarizována na úroveň čeledi bez ohledu na funkční charakteristiky jednotlivých druhů. Výsledky tak mohou být zavádějící (Holland & Luff 2000). Změny prostředí, včetně těch způsobených člověkem, neovlivňují všechny druhy stejně, záleží zejména na nárocích jednotlivých druhů a na typu prostředí (Billeter et al. 2008). Střevlíkovití jsou jako společenstvo velmi různorodou skupinou s odlišnými nároky na biotop i potravu. Je tedy vhodné zahrnout tyto potravní, morfologické a ekologické vlastnosti jednotlivých druhů střevlíkovitých do celkové koncepce daného výzkumu (např. Ribera et al. 1999, Batáry et al. 2012, MacDonald et al. 2012b). Ribera et al. (2001) studoval vztah mezi vybranými morfologickými a life history vlastnostmi střevlíkovitých a environmentální variabilitou jejich stanovišť. Studie pokrývala celou škálu habitatů od horských podmáčených luk po intenzivně obhospodařovanou zemědělskou krajinu. Pro společenstva střevlíků žijících na silně hospodářsky využívaných pozemcích byla zaznamenána vyšší frekvence těchto vlastností: menší velikost těla, delší trochanter, širší femur a vyšší podíl makropterie. Dále ve společenstvu převažovaly druhy zimující ve stadiu imaga. Podobně Woodcock et al. (2010) studoval vliv prostředí a struktury krajiny na distribuci biomasy, druhovou bohatost a funkční diverzitu střevlíkovitých.

Ekologický styl hospodaření je v západní Evropě běžný po dvě desetiletí. V naší zemi se tento styl hospodaření na polích a v jejich bezprostředním okolí začíná objevovat až po vstupu naší země do Evropské unie. V České republice je v rámci agroenvironmentálních programů možno zakládat tzv. biopásy, chemicky neošetřené pásy polních plodin či vytvářet úhory a zatravněné pásy na okrajích polí.

Zpracování monitoringu dvou nově navrhovaných agroenvironmentálních opatření (úhory a chemicky neošetřeného pásu plodiny na okraji pole) se ujala Česká společnost ornitologická. Jednalo se o tříletý projekt s cílem vyhodnotit reálný přínos navrhovaných opatření z pohledu ornitologického, entomologického a botanického. Na základě výsledků by se případně měly navrhnout úpravy tohoto managementu, které by zajistily rozvoj biodiverzity agroocenóz a zároveň respektovaly požadavky zemědělského hospodaření. V této diplomové práci se zabývám vlivem těchto dvou vybraných agroenvironmentálních opatření na společenstvo polních střevlíkovitých brouků.

## **Cíle práce**

Hlavními cíly této práce jsou:

- Testování reálného vlivu vybraných agroenvironmentálních opatření na polní carabidofaunu.
- Zjistit, jestli se společenstvo střevlíkovitých liší v druhové bohatosti, početnosti a funkční diverzitě v závislosti na vzdálenosti od agroenvironmentálního opatření. Dále sledovat vývoj funkční diverzity společenstva střevlíkovitých během let na lokalitách, kde opatření zůstalo na jednom místě.
- Na základě získaných výsledků navrhnout případné úpravy v managementu studovaných opatření.

Tato diplomová práce navazuje na moji bakalářskou práci (Růžičková 2012), ale obsahuje mnohem větší množství dat získaných z více lokalit a více sezón. Výsledky by tak měly být přesnější a závěry spolehlivější.

## Materiál a metodika

### Studované lokality a agroenvironmentální opatření

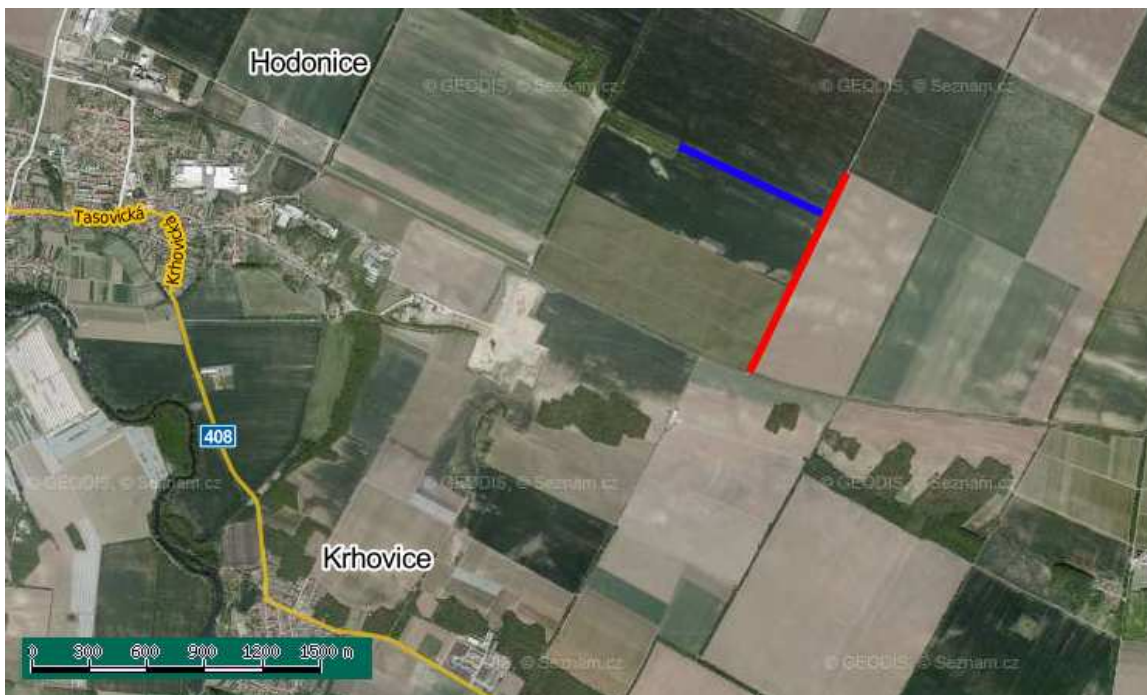
Výzkum probíhal během let 2009 – 2011 na polích na Znojemsku, Královéhradecku a Vyškovsku. Každoročně se jednalo celkem o šest polí. Na třech z nich bylo realizováno agroenvironmentální opatření úhor (neosetý okraj pole), na dalších třech byl vytvořen pás chemicky neošetřené plodiny. V každé oblasti (Znojemsko, Královéhradecko a Vyškovsko) bylo v studováno vždy jedno pole s úhorem a jedno s chemicky neošetřeným pásem. Podrobné mapky s přesným umístěním lokalit jsou na obrázcích č. 2 – 10 na následujících stranách.

Úhory (neoseté okraje polí) o šířce 6 až 12 m a minimální délce 100 m byly vytvořeny na okraji pole na podzim nebo na jaře během kultivace při optimální hloubce orby 15 cm (obr. č. 1). Úhory musely zůstat na jednom místě po celou dobu výzkumu a byla na nich zakázána jakákoliv aplikace chemických látek a hnojiv (s výjimkou herbicidů nutných k omezení nežádoucích plevelů a invazních druhů). Po prvním roce běhu projektu se změnil majitel pozemků na Královéhradecku a původní úhor byl zorán. V roce 2010 musel být úhor založen znovu na jiném místě (viz mapky).

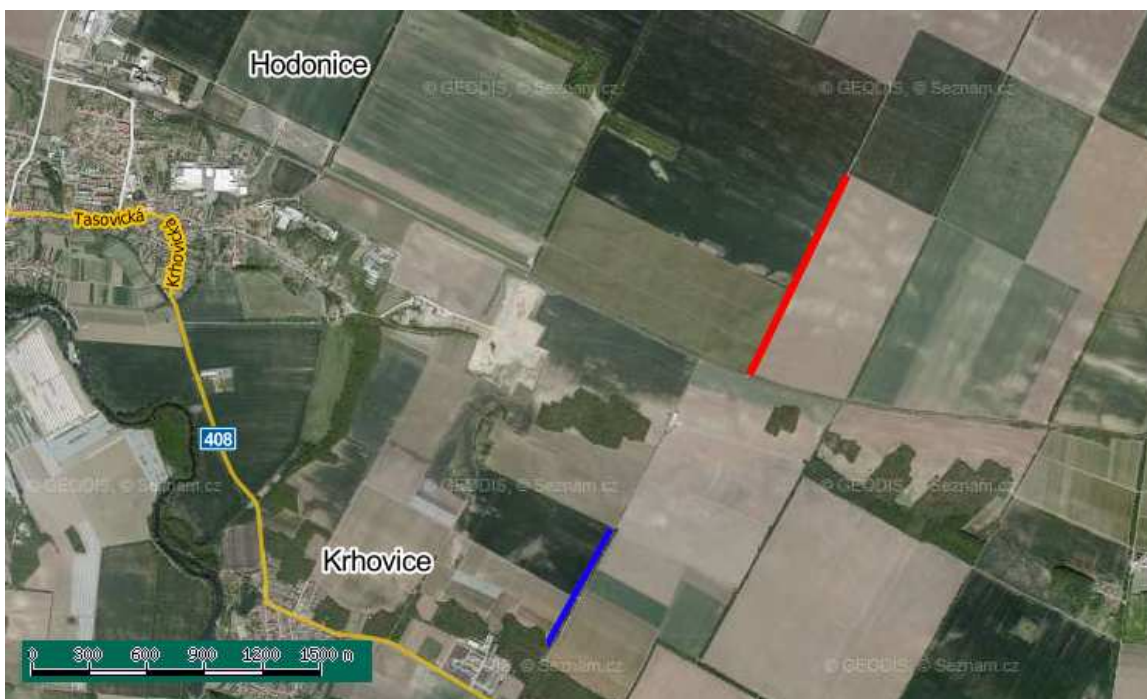
Chemicky neošetřené pásy pole o šíři 6 až 24 metrů byly zakládány na okraji pole. Jejich poloha se každoročně měnila v závislosti na osevních postupech, ale jejich výměra ale zůstávala stejná. Aplikace veškerých chemických látek byla zakázána.



**Obr. č. 1:** Úhor – neosetý pás pole, Vyškovsko, 2011.

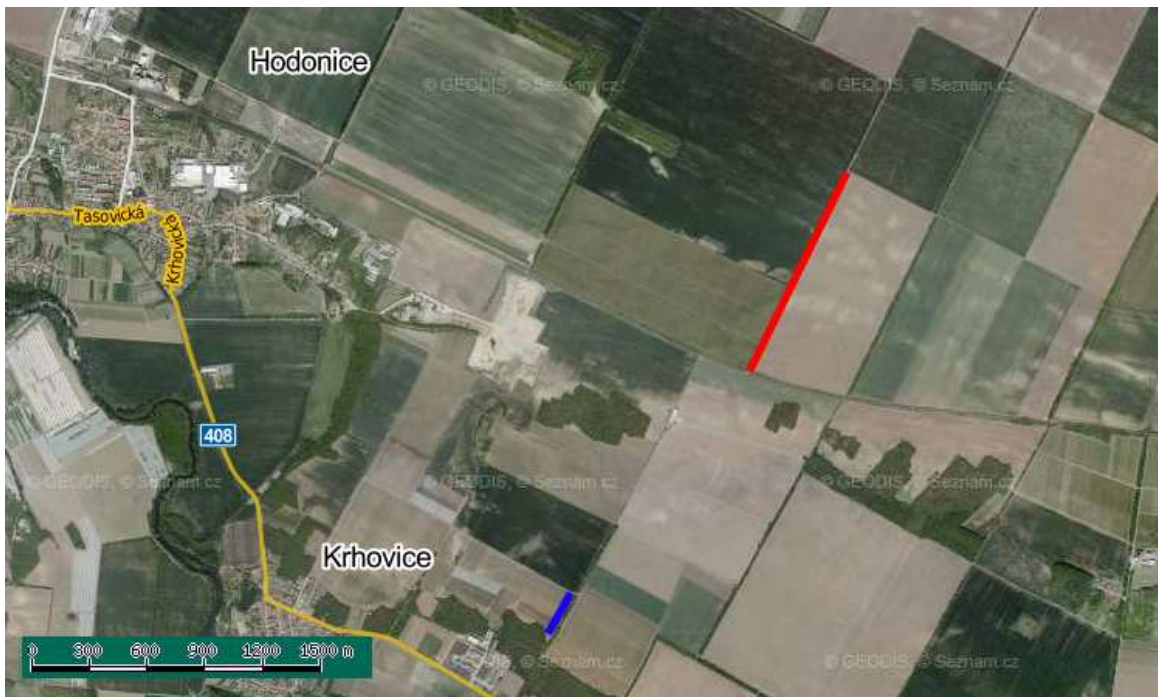


**Obr. č. 2: Znojemsko 2009** – poloha studovaných polí na Znojemsku v roce 2009, neosetý pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 48°50'0.385"N, 16°12'41.283"E), 227 m n. m., chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (GPS: 48°50'11.141"N, 16°12'28.590"E), 232 m n.m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.



**Obr. č. 3: Znojemsko 2010** – poloha studovaných polí na Znojemsku v roce 2010, neosetý pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 48°50'0.385"N, 16°12'41.283"E), 227 m n. m. – stejné umístění jako v předešlém roce, chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (48°49'7.995"N, 16°11'44.405"E), 208 m n. m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.

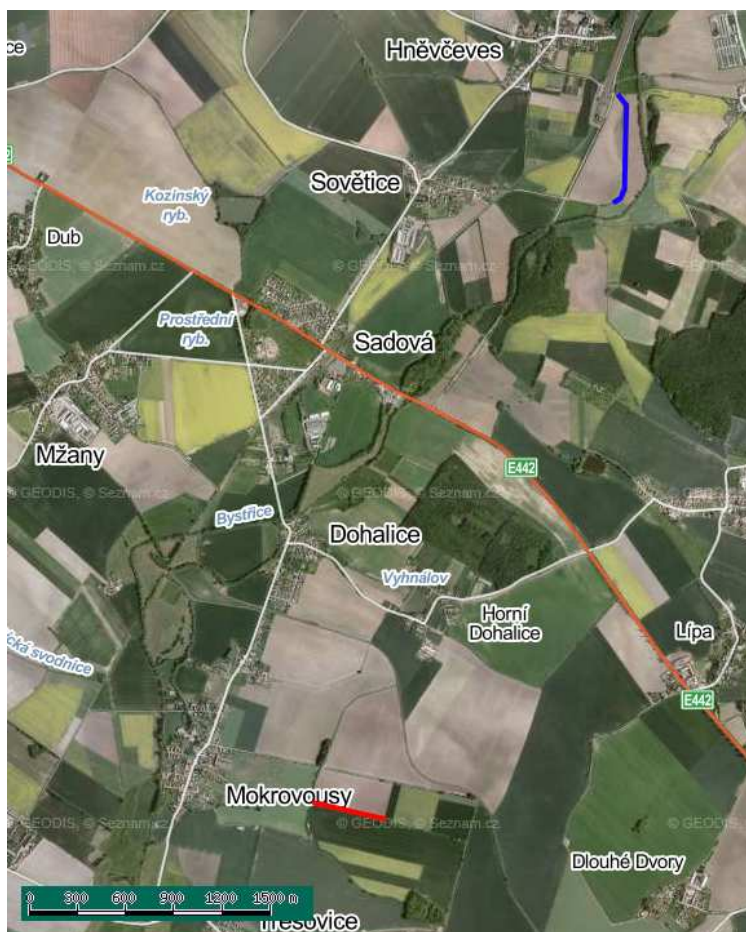




**Obr. č. 4: Znojemsko 2011** – poloha studovaných polí na Znojemsku v roce 2011, neosetý pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 48°50'0.385"N, 16°12'41.283"E), 227 m n. m – stejné umístění jako v předešlých letech., chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (48°48'59.713"N, 16°11'37.343"E), 204 m n. m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.



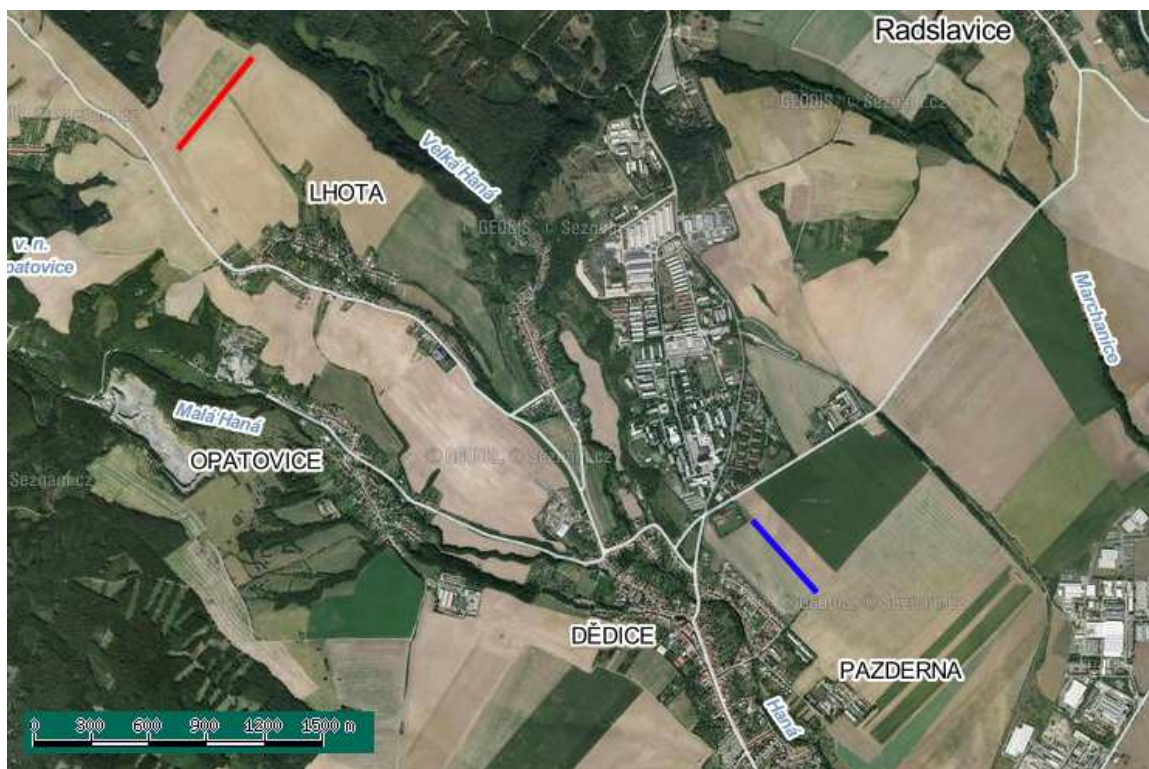
**Obr. č. 5: Královéhradecko 2009** – poloha studovaných polí na Královéhradecku v roce 2009, neosetý pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 50°17'46.877"N, 15°38'50.273"E), 267 m n. m., chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (50°16'4.554"N, 15°42'1.951"E), 263 m n. m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.



**Obr. č. 6: Královéhradecko 2010** – poloha studovaných polí na Královéhradecku v roce 2010, neosetý pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 50°16'21.490"N, 15°41'56.239"E), 257 m n. m., kvůli změně majitele byl původní úhor zorán a nový úhor byl založen u obce Mokrovousy. Chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (50°18'29.747"N, 15°43'24.571"E), 262 m n. m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.



**Obr. č. 7: Královéhradecko 2011** – poloha studovaných polí na Královéhradecku v roce 2011, neosetý pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 50°16'21.490"N, 15°41'56.239"E), 257 m n. m., poloha stejná jako v přecházejícím roce. Chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (50°16'4.554"N, 15°42'1.951"E), 263 m n. m., poloha stejná jako v roce 2009. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.



**Obr. č. 8: Vyškovsko 2009** – poloha studovaných polí na Vyškovsku v roce 2009, neoseť pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 49°19'6.513"N, 16°56'42.153"E), 385 m n. m. Chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (49°17'49.714"N, 16°59'5.704"E), 270 m n. m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.



**Obr. č. 9: Vyškovsko 2010** – poloha studovaných polí na Vyškovsku v roce 2010, neoseť pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 49°19'6.513"N, 16°56'42.153"E), 385 m n. m., poloha stejná jako v předcházejícím roce. Chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (49°17'38.293"N, 16°57'20.669"E), 316 m n. m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz.

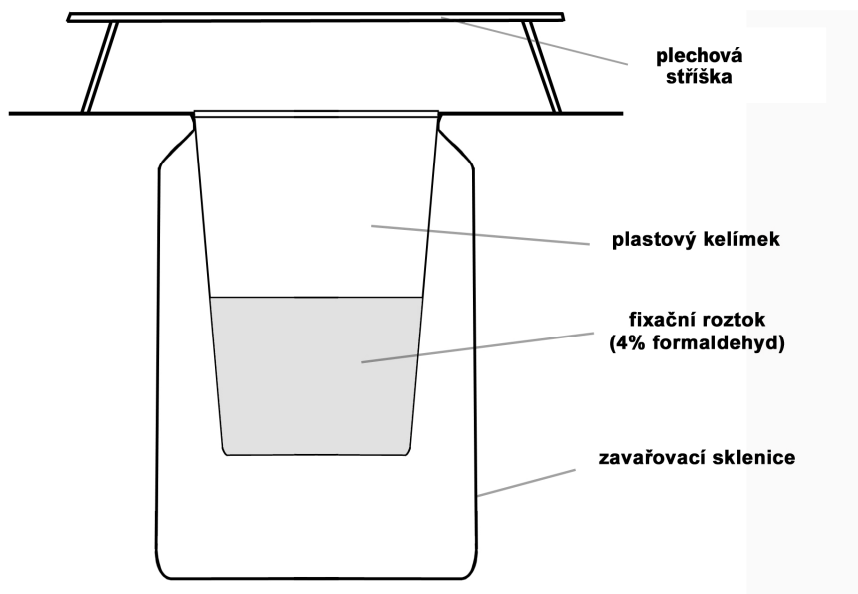


**Obr. č. 10: Vyškovsko 2011** – poloha studovaných polí na Vyškovsku v roce 2011, neosetý pás pole (úhor) je vyznačen červeně (GPS: 49°19'6.513"N, 16°56'42.153"E), 385 m n. m., poloha stejná jako v předešlých letech. Chemicky neošetřený pás je vyznačen modře (49°18'38.634"N, 16°59'23.520"E), 315 m n. m. Mapové podklady: Geodis, mapy.cz

## Sběr a determinace zoologického materiálu

Pro sběr zoologického materiálu byla použita metoda zemních pastí bez návnady. Jedná se o levnou, efektivní a tradiční metodu sběru epigeické fauny (Kromp 1999). Zemní pasti byly vytvořeny ze zavařovacích sklenic Omnia o objemu 0,7 l a průmětu hrdla 75 mm, které byly až po hrdlo zakopány do země. Do nich byly pro lepší manipulaci vloženy plastové kelímky o objemu 0,3 l (obr. č. 11). Bílá barva plastových kelímků navíc napomáhá lepšímu zachycení střevlíkovitých (Buchholz et al. 2010). Kelímky byly z jedné třetiny naplněny fixačním roztokem, 4% formaldehydem, i když je o něm známo, že může působit na některé druhy jako mírný atraktant (Šafář et al. 2009). Přidáno bylo i několik kapek detergentu pro zvýšení smáčivosti fixačního média. Pro ochranu před deštěm a zanesením spadáním listů byly nad pasti umístěny plechové stříšky.

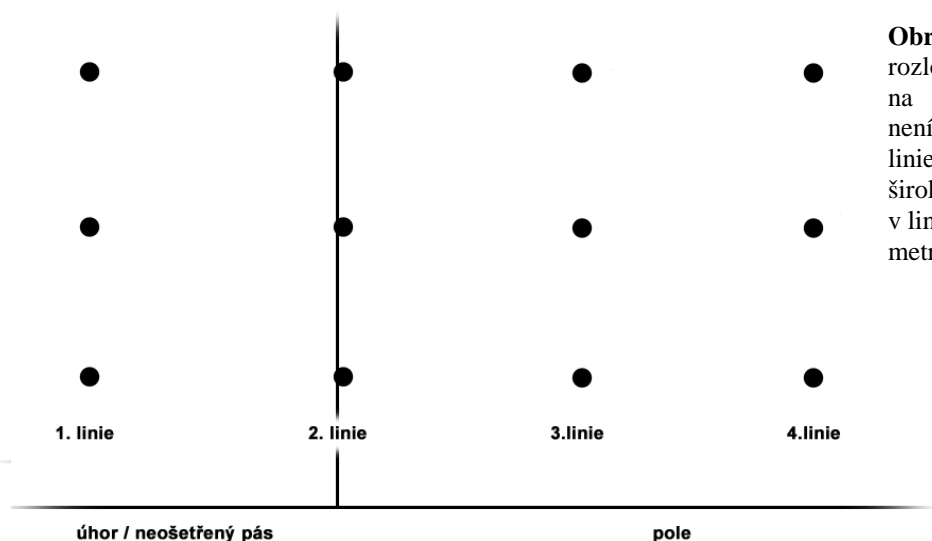
Na každé lokalitě bylo na začátku června instalováno 12 pastí, rozdělených do čtyř linií po třech pastech. Mezi liniemi byl 6 m široký rozestup, pasti v linii byly od sebe 10 m. První linie byla umístěna v agroenvironmentálním opatření, druhá linie ležela na přechodu



**Obr. č. 11:** Schéma padací zemi pasti

mezi opatřením a polem (obr. č. 12). Třetí a čtvrtá linie byla umístěna v poli. Pasti byly exponovány minimálně 2x po šesti týdnech během různých fází vegetační sezóny (obvykle červen – červenec a září – říjen) a vybírány byly ve dvoutýdenních intervalech. Při každém výběru byla upravena zemina okolo pasti na úroveň hrdla sklenice, aby se zabránilo negativní selekci drobných druhů epigonu. Podle potřeby byla doplněna fixační tekutina.

Získaný materiál byl roztříděn na jednotlivé taxocenozy (střevlíkovité, ostatní brouky, pavouky, sekáče, stonožky a mnohonožky). Střevlíkovití brouci byly následně determinovány na druhovou úroveň podle dostupných klíčů (Kult 1957, Hůrka 1996). Nomenklatura byla použita podle Hůrky (1996). Určený zoologický materiál byl následně konzervován 70% lihem.



**Obr. č. 12:** Schéma rozložení zemi pastí na lokalitách. Měřítka není dodrženo, mezi liniemi byl 6 metrů široký rozstup, pasti v linii byly od sebe 10 metrů.

## Analýza dat

Získaná data o počtech zachycených jedinců v jednotlivých pastech na studovaných lokalitách byla nejprve zpracována v programu MS Excel. V něm byla vytvořena datová matice pro další statistickou analýzu. Nejprve byla celkově hodnocena dominance úlovků podle Lososa (1985) na obou typech lokalit (tedy lokalit s realizovaným úhorem nebo chemicky neoštěpeným pásem). Druhá bohatost a relativní početnost zachycených druhů střívkovitých v jednotlivých liniích pastí byla hodnocena v programu R (R Core Team 2012) pomocí zobecněných lineárních smíšených modelů (*generalized linear mixed models – GLMM*).

Dále byla hodnocena funkční diverzita společenstva v jednotlivých liniích pastí. Funkční diverzita je důležitým komponentem při popisování vztahů mezi společenstvy organismů a prostředím, umožňující co nejspolehlivěji predikovat procesy probíhající v ekosystémech. Tilman (2001) popsal funkční diverzitu jako hodnotu a rozsah funkčních vlastností organismů v daném ekosystému. Mason et al. (2005) definoval hlavní složky funkční diverzity – funkční bohatost (*functional richness*), vyváženost (*functional evenness*) a divergenci (*functional divergence*).

- Funkční bohatost vyjadřuje, jak velký nikový prostor je obsazen druhem s určitými funkčními vlastnostmi (každý druh má takových vlastností několik) v daném společenstvu. Popisuje se vztahem

$$FR_{ci} = SF_{ci}/R_c,$$

kde  $FR_{ci}$  je funkční bohatost určité funkční charakteristiky  $c$  ve společenstvu  $i$ ,  $SF_{ci}$  je nikový prostor vyplněný druhem v rámci společenstva a  $R_c$  vyjadřuje absolutní rozsah funkční charakteristiky.

- Funkční vyrovnanost je vnímána jako míra distribuce početnosti jednotlivých druhů ve společenstvu do určitého nikového prostoru, umožňující efektivní využití určitého zdroje v celém jeho rozsahu (Mason et al. 2005). Na rozdíl od funkční bohatosti, která se zaměřuje jen na to, zda-li je určitý druh přítomen či nikoliv (tedy je-li nika obsazena nebo ne), je pro funkční vyrovnanost důležité, zda-li je početnost druhů v nikovém prostoru svými hodnotami vyrovnaná či nikoliv. Smith & Wilson (1996) ji definovali jako

$$E_{var} = 1 - 2/\pi \arctan \left\{ \frac{\sum_{s=1}^S \left( \ln(x_s) - \frac{\sum_{t=1}^S \ln(x_t)/S \right)^2}{S} \right\}$$

kde  $S$  je počet druhů ve vzorku,  $x_s$  je početnost  $s$ -tého druhu.

- Funkční divergence vyjadřuje míru do jaké jsou maximalizovány odlišnosti ve funkčních vlastnostech druhů v prostoru niky. Vysoká divergence naznačuje velkou diferenciaci nik a tím i nízkou konkurenci o zdroje (Mason et al. 2005). Pro výpočet byl použit vzorec podle Masona et al. (2003).

$$FD_{\text{var}} = 2/\pi \arctan \left[ 5 \times \sum_{i=1}^N [(\ln C_i - \overline{\ln x})^2 \times A_i] \right]$$

kde  $C_i$  je hodnota znaku pro  $i$ -tou funkční charakteristiku,  $A_i$  je proporční četnost  $i$ -té kategorie určité funkční charakteristiky a  $\ln x$  je početností vážená střední hodnota přirozeného logaritmu hodnoty určité charakteristiky pro danou kategorii.

Pro jednotlivé druhy byly z dostupné literatury zaznamenány vybrané funkční charakteristiky a vypočteny jednotlivé indexy funkční diverzity pro společenstvo střívkovitých brouků v závislosti na poloze linií pastí. Zaznamenané funkční charakteristiky a jejich kódování jsou vypsány níže, konkrétní hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 1 (viz kapitola Výsledky):

- *délka těla* – průměrná délka těla druhu v mm.
- *křídelní morfologie* – makropterie (1), brachypterie (2) či apterie (3).
- *přezimující stadium* – druh zimuje jako larva (1) nebo jako imago nebo larva nové generace (2).
- *potravní specializace* – potravní preference druhu – téměř karnivorní (1), přijímá jak živočišnou, tak rostlinou potravu (2) nebo je čistě fytofágní (3).
- *zastínění stanoviště* – druh je indiferentní (0), preferuje nezastíněná (1) až plně zastíněná stanoviště (3).
- *nároky na vlhkost* – druh je indiferentní (0), suchá (1) až vlhká (4) stanoviště.
- *nadmořská výška* – druh je indiferentní (0), nížinný (1) až horský (4).
- *stupeň ohrožení* – kategorizace podle Červeného seznamu ohrožených druhů ČR, kódování: 0 – nízké riziko (*low risk*), 1 – téměř ohrožen (*near threatened*), 2 – zranitelný (*vulnerable*), 3 – ohrožený (*endangered*).

Pro první linií pastí umístěných v úhoru, tedy v místě, kde nedocházelo k zásahům zemědělské techniky a půda zůstala nenarušená, byl zjišťován vývoj funkční diverzity v průběhu let výzkumu.

Pro zjištění odpovědí jednotlivých druhů na managementové a ekologické faktory byl použit program Canoco for Windows 4.5 (Ter Braak & Šmilauer 1998). Ten umožňuje

použití mnohorozměrných ordinačních metod následně převedených do dvourozměrné plochy při zachování co nejvyšší vypovídací hodnoty (Lepš a Šmilauer 2000). Početnost stěvlíkovitých byla logaritmicky transformována kvůli redukci efektu velmi početných druhů. Do výsledků analýz nebyly zahrnuty druhy, jejichž vliv na celkovou variabilitu byl nižší než 1%. Jako nezávislé (vysvětlující) proměnné byly kódovány managementové a environmentální faktory (např. typ opáření, poloha linie pastí). Lokality byly do analýzy zaneseny jako kovariáty. Početnosti jednotlivých druhů představovaly závislé (vysvětlované) proměnné.

Datová matice byla importována do programu WCanoImp. Pomocí detrendované korespondenční analýzy (*Detrended Correspondence Analysis – DCA*) bylo potřeba zjistit vhodnou metodu pro další analýzu. DCA analýza umožňuje zjistit variabilitu v datech na jednotlivých osách a délku gradientu. Právě délka gradientu z této analýzy je vodítkem pro výběr mezi lineární nebo unimodální metodou. Pokud hodnota nejdelšího gradientu je nižší než 3.0, je lepší použít lineární metodu. Pokud hodnota překračuje 4.0, je použití unimodální metody vhodnější (Lepš a Šmilauer 2000). V tomto případě se jako nejlepší ukázala být unimodální korespondenční kanonická analýza (*Correspondence Canonical Analysis – CCA*). Získaná data z těchto analýz byla posléze zpracována v programu CanoDraw, která umožňuje převést výsledky do grafické podoby. Ta zobrazuje vazby mezi druhy a danými environmentálními faktory či jejich interakcemi.



## Výsledky

Za dobu tříletého výzkumu bylo celkem zachyceno 58 805 jedinců střevlíkovitých brouků v 99 druzích (viz tabulka č. 1). Na lokalitách s realizovaným agroenvironmentálním opatřením úhor bylo pastmi zachyceno 44 958 jedinců v 83 druzích. Celkový přehled úlovků během let v jednotlivých liniích pastí je uveden v příloze (tab. č. 2). Eudominantními druhy byly *Pterostichus melanarius* (26,74% všech úlovků), dále *Pseudoophonus rufipes* (19,15%), *Poecilus cupreus* (14,52%) a *Dolichus halensis* (11,42%). Dalších 5 druhů mělo dominanci vyšší než 1% a to *Anchomenus dorsalis* (8,12%), *Calathus fuscipes* (6,68%) (druhy dominantní), *Calathus ambiguus* (4,74%) (druh subdominantní), *Harpalus distinguendus* (2,07%) a *Poecilus sericeus* (1,44%) (druhy recedentní). Ostatní druhy byly zařazeny do kategorie subrecedentních. Z větší části (62,65%) se jednalo o druhy eurytopní, zastoupení adaptabilních druhů tvořilo 32,53% a zbylých 4,82% patřilo reliktním druhům. Mezi úlovky byly zastíženy i druhy patřící do Červeného seznamu ohrožených druhů (Farkač et al. 2005) a to *Brachinus psophia*, *Calosoma auropunctatum*, *Cicindela germanica*, *Harpalus picipenis* a *Poecilus sericeus*.

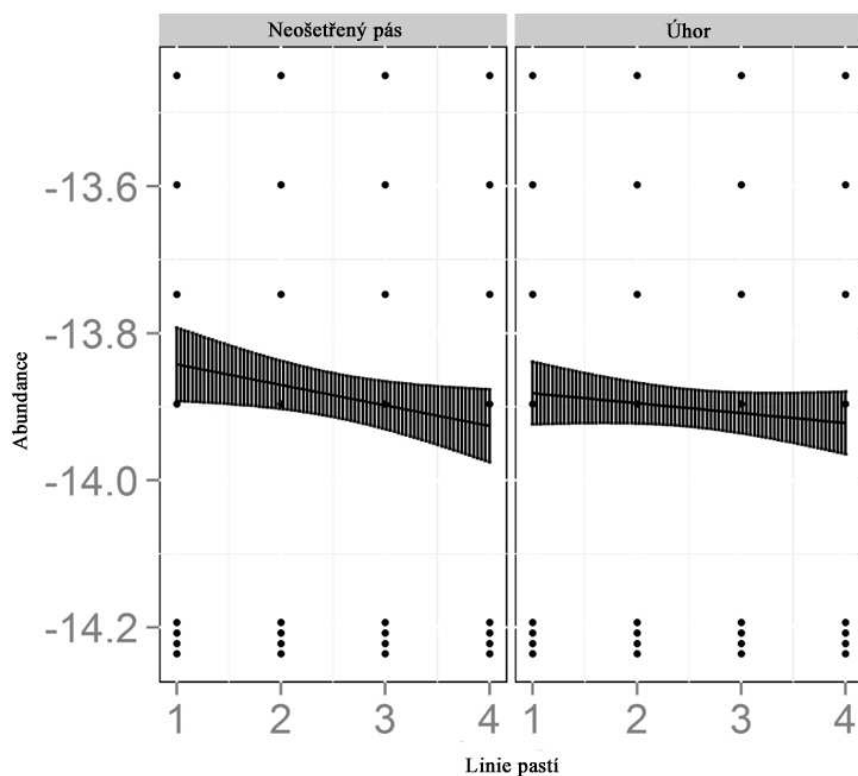
Úlovky do pastí na lokalitách s chemicky neošetřeným pásem jsou uvedeny v příloze (tab. č. 3). Celkem bylo zachyceno 13 847 jedinců střevlíkovitých v 77 druzích. Nejpočetnějším druhem byl opět *Pterostichus melanarius* (36,19%), dalšími eudominantními druhy byly *Poecilus cupreus* (20,64%), *Anchomenus dorsalis* (13,88%) a *Pseudoophonus rufipes* (13,59%). Za zmínku také stojí relativní zastoupení druhů *Carabus scheidleri* (4,99%), *Calathus fuscipes* (2,07%) a *Bembidion lampros* (1,18%). Dominance zbylých druhů nepřekročila 1%. Z 63,64% se jedná o druhy eurytopní, 32,47 % druhů je adaptabilních. Zastížené druhy *Amara aulica*, *Calosoma auropunctatum*, *Cicindela germanica*, *Chlaenius tristis*, *Licinus cassideus* a *Poecilus sericeus* patří do Červeného seznamu ohrožených druhů ČR (Farkač et al. 2005).

Pomocí GLMM modelů byly sledovány změny ve struktuře společenstva střevlíkovitých (početnosti a druhové bohatosti) v závislosti na poloze jednotlivých linií pastí. Relativní početnost společenstva signifikantně klesala ( $p = 0,022$ ) směrem ke čtvrté linii pastí umístěné v interiéru pole a to jak na lokalitách s úhorem, tak na lokalitách s neošetřeným pásem (obr. č. 13). Mezi opatřeními však není významný rozdíl. Druhová bohatost taktéž na obou sledovaných opatřeních klesala směrem do pole ( $p = 0,027$ ) a opět se působení opatření navzájem výrazněji neliší. Více na obr. č. 14.

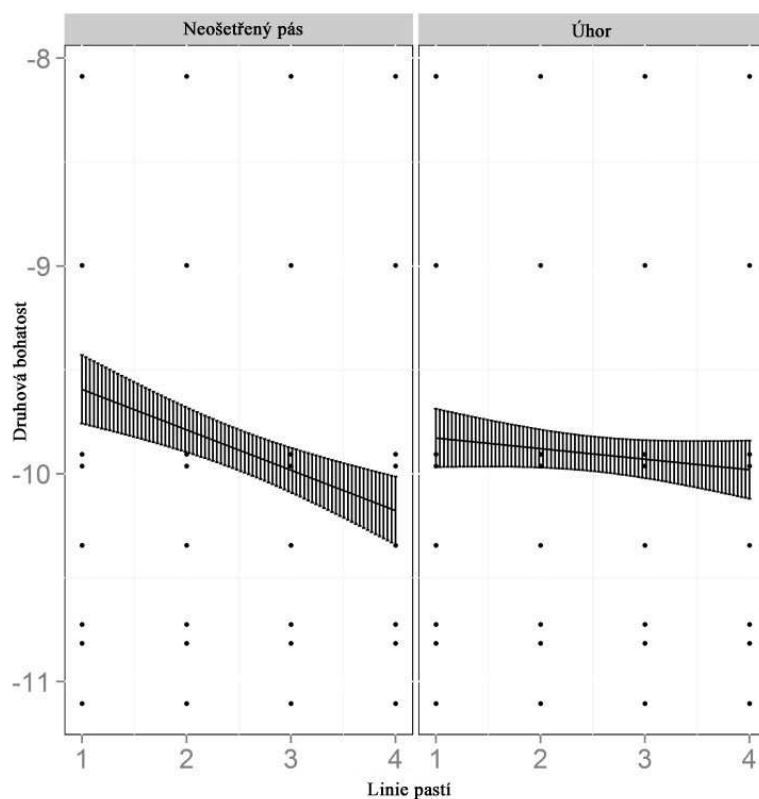
**Tabulka č.1:** Seznam odchycených druhů střevlíků s přiřazenými funkčními charakteristikami: délka těla (D), křídelní morfologie (K), přezimující stadium (Z), potrava (P), preferované stanoviště – zastínění (S), vlhkost (V), nadmořská výška (A) a stupeň ohrožení (O). Popisy kódování charakteristik viz Metodika (- údaje chybí). Podle: Skuhrový (1959), Thiele (1977), Juliano (1986), den Boer & den Boer-Daane (1990), Lindroth (1992a), Symondson, W. O. C. (1994), Hürka (1996), Ribera et al. (1999), Farkač et al. (2005).

Druh	Zkratka	Charakteristiky							
		D	K	Z	P	S	V	A	O
<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783)	AbaPar	18,6	2	2	1	4	3	0	0
<i>Agonum gracilipes</i> (Duftschmid, 1812)	AgoGra	8,2	1	1	1	0	0	0	0
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)	AgoMue	8,1	1	1	1	0	1	3	0
<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)	AgoSex	8,7	1	1	1	4	1	0	0
<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1797)	AgoVid	8,4	1	1	1	4	0	0	0
<i>Amara aenea</i> (DeGeer, 1774)	AmaAen	7,5	1	1	3	1	1	0	0
<i>Amara apricaria</i> (Paykull, 1790)	AmaApr	7,4	1	2	3	1	1	0	0
<i>Amara aulica</i> (Panzer, 1797)	AmaAul	12,5	1	2	3	1	1	0	0
<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	AmaBif	6,3	1	2	3	1	1	0	0
<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)	AmaCom	6,6	1	2	3	4	1	0	0
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)	AmaCon	8,3	1	2	3	2	1	0	0
<i>Amara eurynota</i> (Panzer, 1797)	AmaEur	10,4	1	2	3	1	1	0	0
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	AmaFam	6,4	1	1	3	2	1	0	0
<i>Amara ingenua</i> (Duftschmid, 1812)	AmaIng	9,6	1	2	3	2	1	2	0
<i>Amara littorea</i> C.G.Thomson, 1857	AmaLit	7,7	1	1	3	1	1	2	0
<i>Amara lucida</i> (Duftschmid, 1812)	AmaLuc	5,7	1	1	3	2	1	2	2
<i>Amara lunicollis</i> Schioedte, 1837	AmaLun	7,7	1	1	3	2	0	0	0
<i>Amara montivaga</i> Sturm, 1825	AmaMon	8,2	1	1	3	2	1	0	0
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	AmaOva	9	1	1	3	2	0	0	0
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	AmaPle	6,8	1	1	3	3	0	0	0
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	AmaSim	8,7	1	1	3	2	1	0	0
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	AncDor	6,8	1	1	1	2	1	0	0
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)	AniBin	11,1	1	1	1	2	2	0	0
<i>Anisodactylus signatus</i> (Panzer, 1797)	AniSig	12,5	1	1	1	2	1	2	0
<i>Bembidion articulatum</i> (Panzer, 1796)	BemArt	3,4	1	1	1	4	1	0	0
<i>Bembidion lampros</i> (Herst, 1784)	BemLam	3,6	2	1	1	2	1	0	0
<i>Bembidion mannerheimi</i> C.R.Sahlberg, 1827	BemMan	3,1	-	1	1	4	0	4	0
<i>Bembidion obtusum</i> Audinet-Serville, 1821	BemObt	3,1	2	1	1	3	1	2	0
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	BemPro	4	1	1	1	4	1	2	0
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1761)	BemQua	3,2	1	1	1	3	1	0	0
<i>Brachinus crepitans</i> (Linnaeus, 1758)	BraCre	8,7	1	1	1	2	1	2	0
<i>Brachinus explodens</i> Duftschmid, 1812	BraExp	6	1	1	1	2	1	0	0
<i>Brachinus psophia</i> Audinet-Serville, 1821	BraPso	6,9	1	1	1	4	1	1	3
<i>Calathus ambiguus</i> (Paykull, 1790)	CalAmb	10,2	1	2	1	1	1	2	0
<i>Calathus cinctus</i> Motschulsky, 1850	CalCin	7,3	-	2	1	1	1	2	0
<i>Calathus erratus</i> (C.R.Sahlberg, 1827)	CalErr	9,7	2	2	1	1	1	0	0
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	CalFus	11,7	2	2	1	1	1	0	0
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	CalMel	7,2	2	2	1	2	1	0	0
<i>Calathus micropterus</i> (Duftschmid, 1812)	CalMic	7,9	2	2	1	4	3	4	0
<i>Calosoma auropunctatum</i> (Herbst, 1784)	CalAur	29	1	1	1	2	2	1	2
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	CarCor	37	3	2	1	4	3	0	0
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758	CarGra	19	3	1	1	4	0	0	0
<i>Carabus scheidleri</i> Panzer, 1799	CarSch	27	3	2	1	3	2	0	0
<i>Carabus ullrichi</i> Germar, 1824	CarUll	28	3	1	1	3	2	2	0
<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	CarVio	27	3	2	1	3	0	0	0

<i>Cicindela campestris</i> Linnaeus, 1758	CicCam	12,5	1	2	1	2	1	0	0
<i>Cicindela germanica</i> Linnaeus, 1758	CicGer	9	1	2	1	2	1	1	2
<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	CliFos	6,2	1	2	1	4	1	0	0
<i>Demetrias atricapillus</i> (Linnaeus, 1758)	DemAtr	4,6	1	1	1	2	1	2	0
<i>Dolichus halensis</i> (Schaller, 1783)	DolHal	15,8	1	2	1	0	0	2	0
<i>Drypta dentata</i> (Rossi, 1790)	DryDen	7,8	1	1	1	2	1	2	0
<i>Epaphius secalis</i> (Paykull, 1790)	EpaSec	3,9	2	2	1	4	0	0	0
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	HarAff	10,2	1	2	2	2	1	0	0
<i>Harpalus anxius</i> (Duftschmid, 1812)	HarAnx	7,6	1	-	3	1	1	2	0
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	HarDis	9,7	1	1	2	1	1	0	0
<i>Harpalus froelichi</i> Sturm, 1818	HarFro	9,4	1	1	3	1	1	1	0
<i>Harpalus picipennis</i> (Duftschmid, 1812)	HarPic	6,3	2	1	3	1	1	1	1
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	HarRub	10,3	1	2	3	2	1	0	0
<i>Harpalus serripes</i> (Quensel in Schönherr, 1806)	HarSer	10,1	1	1	3	2	1	2	0
<i>Harpalus signaticornis</i> (Duftschmid, 1812)	HarSig	6,9	1	-	3	2	1	2	0
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	HarTar	6,7	1	1	3	1	1	0	0
<i>Chlaenius spoliatus</i> (Rossi, 1709)	ChlSpo	15,8	1	1	1	4	1	2	0
<i>Chlaenius tristis</i> (Schaller, 1783)	ChlTri	12,1	1	1	1	4	1	2	2
<i>Lebia cruxminor</i> (Linnaeus, 1758)	LebCru	5,8	1	1	1	2	1	2	0
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	LeiFer	7,2	3	2	1	0	0	0	0
<i>Licinus cassideus</i> (Fabricius, 1792)	LicCas	13,6	2	-	1	1	1	1	3
<i>Loricela pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	LorPil	7,4	1	1	1	3	2	0	0
<i>Microlestes maurus</i> (Sturm, 1827)	MicMau	2,5	2	1	1	1	0	0	0
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	MicMin	3,1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	NebBre	11,5	1	2	1	3	2	0	0
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	NotPal	5,2	2	2	1	3	2	0	0
<i>Notiophilus pusillus</i> G.R. Waterhouse, 1833	NotPus	5	1	1	1	3	1	0	0
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)	OodHel	8,7	1	1	1	4	2	2	0
<i>Ophonus azureus</i> (Fabricius, 1775)	OphAzu	7,8	2	1	3	1	1	2	0
<i>Ophonus brevicollis</i> (Audinet-Serville, 1821)	OphBre	7	-	-	3	1	1	2	0
<i>Ophonus puncticeps</i> Stephens, 1828	OphPun	8,2	1	2	3	2	2	2	0
<i>Ophonus schaubergerianus</i> Puel, 1937	OphSch	8,7	1	-	3	2	1	2	0
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	PanBip	7,6	1	1	1	2	1	3	0
<i>Panagaeus cruxmajor</i> (Linnaeus, 1758)	PanCru	8,1	1	1	1	4	1	2	0
<i>Platynus assimilis</i> Paykull, 1790	PlaAss	11	1	1	1	4	3	0	0
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	PoeCup	12,1	1	1	2	2	1	0	0
<i>Poecilus lepidus</i> (Leske, 1875)	PoeLep	12,9	1	1	1	1	1	0	0
<i>Poecilus sericeus</i> Fisher von Waldheim, 1824	PoeSer	12,6	2	1	1	1	1	2	2
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	PoeVer	10,7	1	1	1	2	1	3	0
<i>Pseudoophonus griseus</i> (Panzer, 1797)	PseGri	10,5	1	1	2	2	1	0	0
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (DeGeer, 1774)	PseRuf	13,8	1	2	2	2	1	0	0
<i>Pterostichus macer</i> (Marsham, 1802)	PteMac	13,3	1	2	1	2	1	2	0
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	PteMel	15,7	2	2	1	0	0	0	0
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	PteNig	18,5	1	2	1	4	0	0	0
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)	PteNit	11	1	1	1	4	0	0	0
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)	PteVer	6,7	1	2	1	4	0	0	0
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	StoPum	6,9	2	1	1	4	0	2	0
<i>Syntomus foveatus</i> Fourcroy, 1785)	SynFov	3,1	2	-	1	1	1	0	0
<i>Syntomus obscuroides</i> (Duftschmid, 1812)	SynObs	3,1	1	1	1	3	0	1	0
<i>Syntomus truncatellus</i> (Linnaeus, 1761)	SynTru	2,8	2	-	1	2	1	0	0
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	SynViv	4,7	1	2	3	2	1	3	0
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schränk, 1781)	TreQua	3,9	1	2	1	3	0	0	0
<i>Zabrus spinipes</i> (Fabricius, 1798)	ZabSpi	18	2	-	3	1	1	2	2
<i>Zabrus tenebrioides</i> (Goeze, 1777)	ZabTen	14,6	1	2	3	1	1	2	0

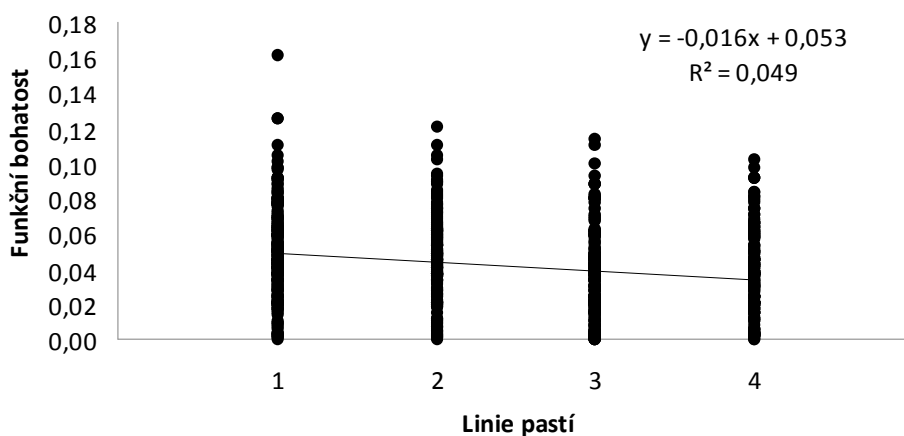


**Obr. č. 13:** Početnost společenstva střevlíkovitých v závislosti na poloze linií pastí na lokalitách s neošetřeným pásem (vpravo) a s úhorem (vlevo). Linie 1 ležela v agroenvironmentálním opatření, 2 na přechodu, 3 a 4 v poli.

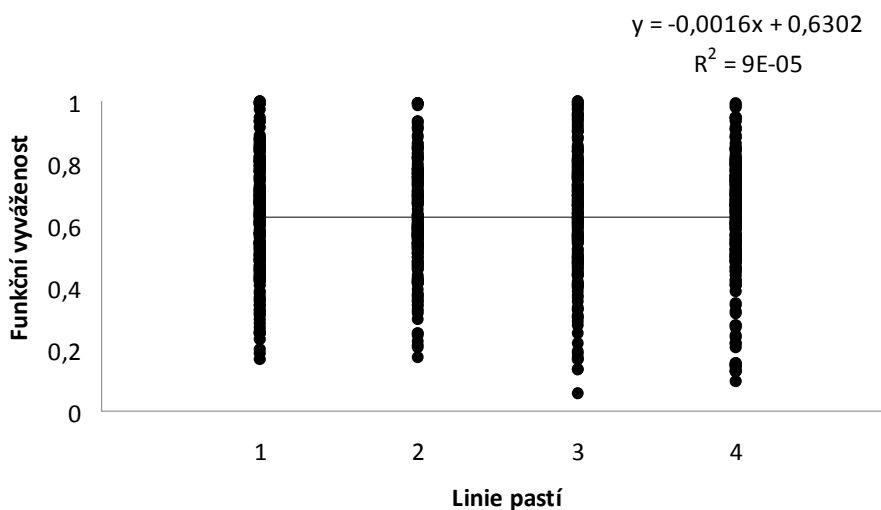


**Obr. č. 14:** Druhová bohatost společenstva střevlíkovitých v závislosti na poloze linií pastí na lokalitách s neošetřeným pásem (vpravo) a s úhorem (vlevo). Linie 1 ležela v agroenvironmentálním opatření, 2 na přechodu, 3 a 4 v poli.

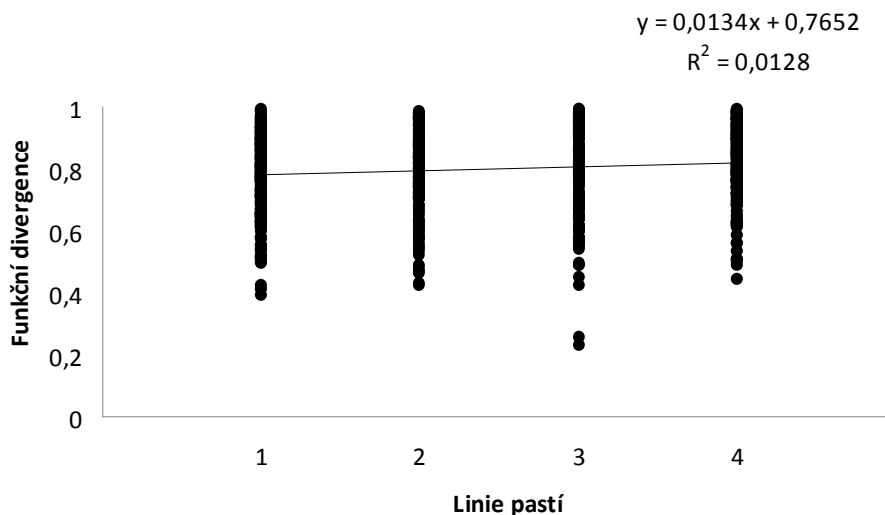
Dále byly hodnoceny jednotlivé složky funkční diverzity. Funkční bohatost (*functional richness*) společenstva střevlíkovitých v jednotlivých liniích pastí je znázorněna na obr. č. 15. Funkční bohatost směrem ke čtvrté linii pastí (směrem do pole) prokazatelně ( $F = 40,977$ ,  $p < 0,001$ ) klesá. Statisticky významný rozdíl ve funkční vyváženosti (*functional evenness*) nebyl zaznamenán ( $F = 0,007$ ,  $p = 0,931$ ), graf je znázorněn na obr. č. 16. Funkční divergence signifikantně stoupala směrem k poslední linii pastí umístěné v poli ( $F = 11,902$ ,  $p < 0,001$ ), viz obr. č. 17.



**Obr. č. 15:** Funkční bohatost společenstva střevlíkovitých v závislosti na poloze linií pastí a bez ohledu na realizované opatření.

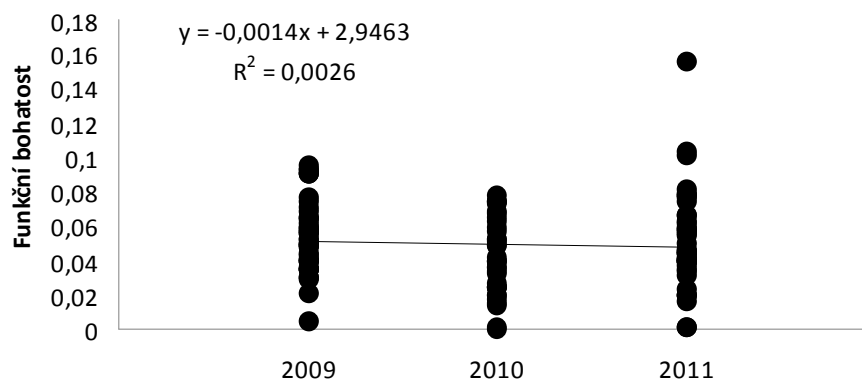


**Obr. č. 16:** Funkční bohatost společenstva střevlíkovitých v závislosti na poloze linií pastí a bez ohledu na realizované opatření.

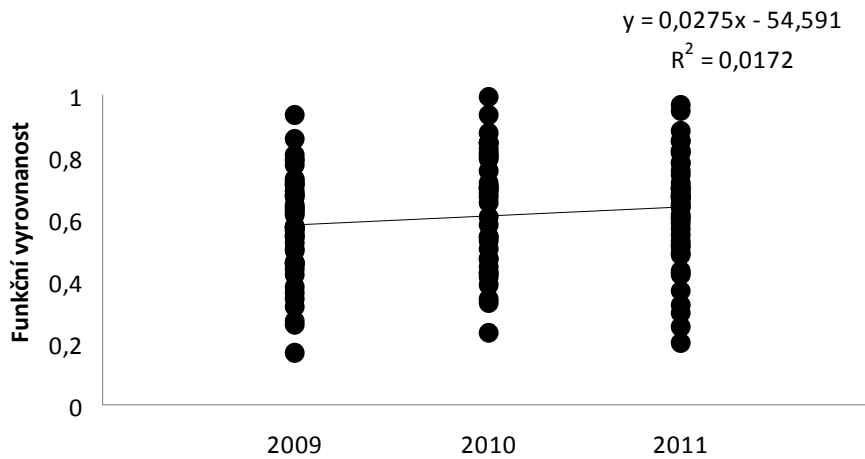


**Obr. č. 17:** Funkční divergence společenstva střevlíkovitých v závislosti na poloze linií pastí a bez ohledu na realizované opatření.

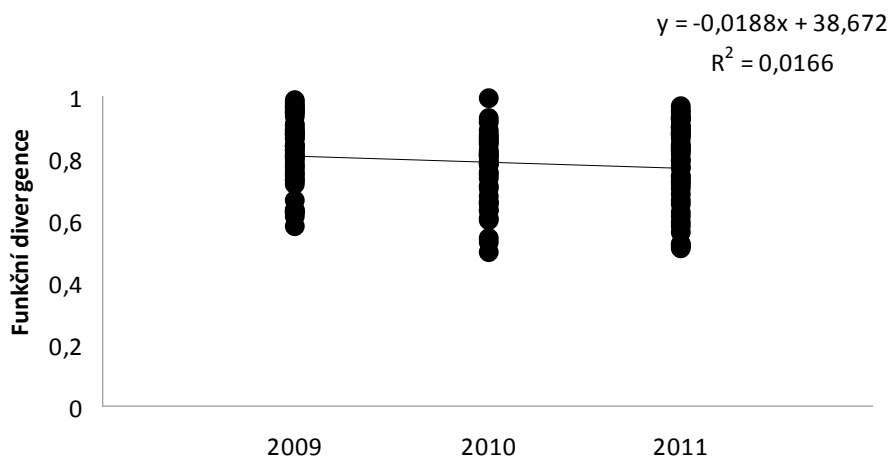
Pro úhor (pouze pro první linii pastí) byl dále zjištěn vývoj funkční diverzity v průběhu let. Funkční bohatost (obsazenost nik) zůstává v průběhu sukcese stejná, až mírně klesající, ale statistiky nevýznamná ( $F = 0,31$ ,  $p = 0,579$ ) (obr č. 18). Funkční vyrovnanost (obr č. 19) také nejevila průkazné změny ( $F = 2,24$ ,  $p = 0,137$ ), ač jednotlivé funkční vlastnosti druhů jsou v průběhu let rovnoměrněji rozprostřeny v celkovém nikovém prostoru v průběhu sukcese. Funkční divergence (obr č. 20) během let klesá, ale opět nevýznamně ( $F = 2,0849$ ,  $p = 0,151$ ).



**Obr. č. 18:** Vývoj funkční bohatosti společenstva střevlíkovitých v průběhu let v první linii pastí na lokalitách s úhorem.



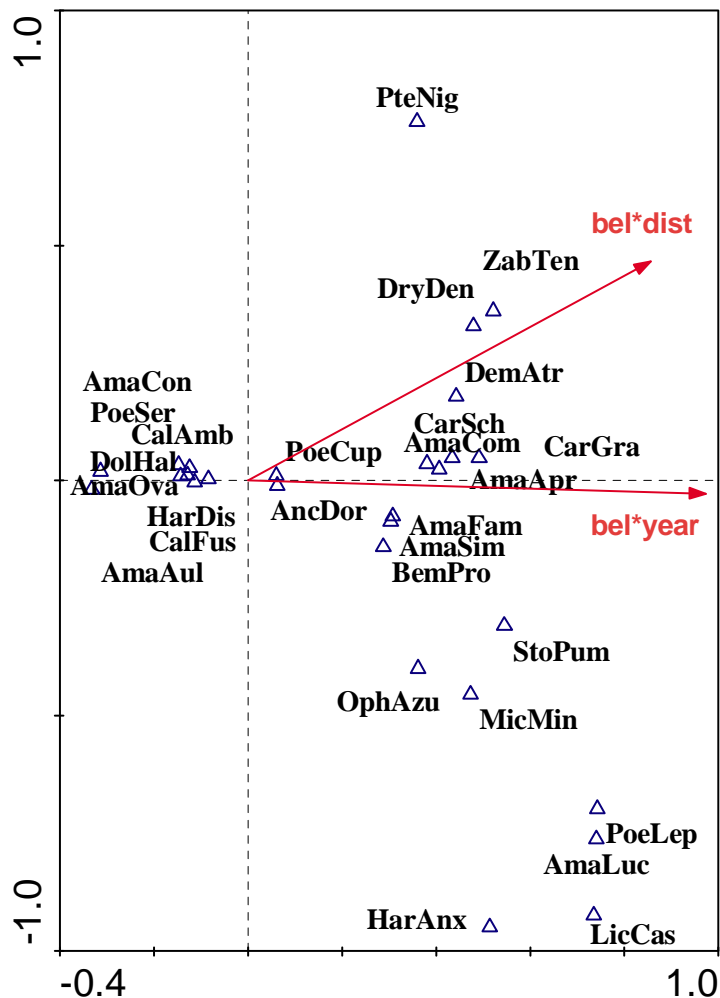
**Obr. č. 19:** Vývoj funkční vyrovnanosti společenstva střevlíkovitých v průběhu let v první linii pastí na lokalitách s úhorem.



**Obr. č. 20:** Vývoj funkční divergence společenstva střevlíkovitých v průběhu let v první linii pastí na lokalitách s úhorem.

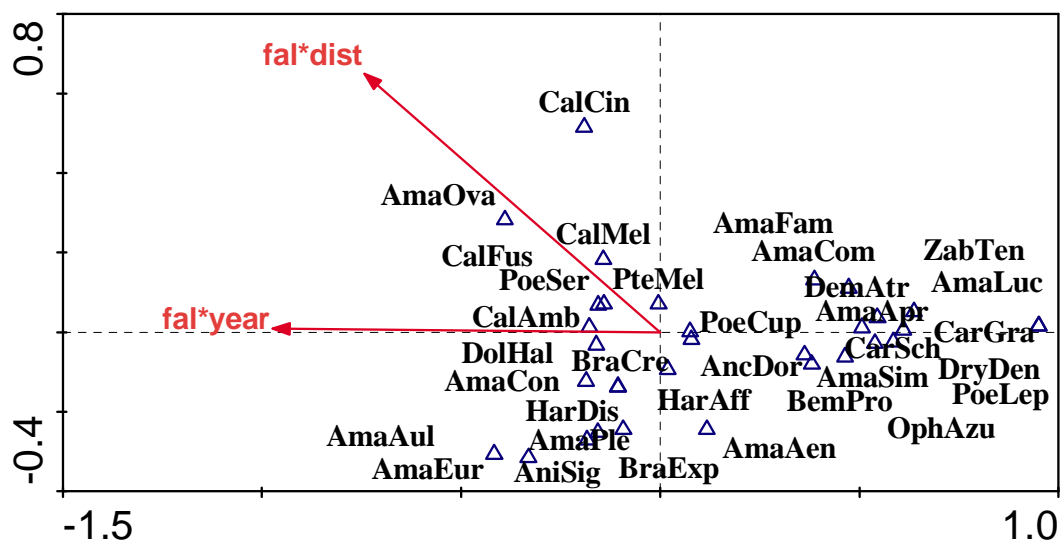
Poslední hodnocenou částí bylo sledování změn na studovaných opatřeních v průběhu let s ohledem na vzdálenost od opatření (poloha jednotlivých linií pastí) pomocí mnohorozměrné CCA analýzy. Model kanonické korespondenční analýzy pro neošetřený pás byl na základě randomizačního testu signifikantní ( $F = 5,344$ ,  $p < 0,001$ ), první kanonická osa vysvětluje 1% druhové variability, všechny čtyři osy pak dohromady vysvětlují 14,8% druhové variability. Ordinační diagram vývoje změn na polích s neošetřeným pásem je na obr. č. 21. Model CCA analýzy pro úhorové lokality byl také

signifikantní ( $F = 5,834$ ,  $p < 0,001$ ). První kanonická osa vysvětluje 1% variability v druhových datech, všechny čtyři osy pak kumulativně vysvětlují 15,1% druhové variability. Ordinační diagram pro lokality s úhorem je na obr. č. 22.



**Obr. č. 21:** Ordinační diagram CCA analýzy pro odezvu jednotlivých druhů stěvlíkovitých na změnu během let a ohledem na vzdálenost pro lokality s chemicky neošetřeným pásem. Jednotlivé druhy představované trojúhelníky jsou v ordinačním prostoru rozmístěny ve vztahu k jednotlivým faktorům (rok a vzdálenost). Zobrazené faktory byly statisticky významné: vzdálenost (bel\*dist)  $\Lambda = 0,02$ ,  $F = 2,05$ ,  $p = 0,003$ , rok (bel\*year)  $\Lambda = 0,08$ ,  $F = 8,63$ ,  $p < 0,001$ . Jsou zobrazeny pouze ty druhy, jejichž vliv na celkovou variabilitu byl vyšší než 1%.





**Obr. č. 22:** Ordinační diagram CCA analýzy pro odezvu jednotlivých druhů stěvlíkovitých na změnu během let a ohledem na vzdálenost pro lokality s úhorem. Jednotlivé druhy představované trojúhelníky jsou v ordinačním prostoru rozmístěny ve vztahu k jednotlivým faktorům (rok a vzdálenost). Faktory byly statisticky významné: vzdálenost ( $fal*dist$ )  $\Lambda = 0,03$ ,  $F = 3,02$ ,  $p < 0,001$ , rok ( $fal*year$ )  $\Lambda = 0,08$ ,  $F = 8,63$ ,  $p < 0,001$ . Jsou zobrazeny pouze ty druhy, jejichž vliv na celkovou variabilitu byl vyšší než 1%.

## Diskuze

Práce sledovala reálný vliv dvou agroenvironmentálních opatření na polní carabidofaunu. Během tříletého výzkumu bylo zemními pastmi na studovaných lokalitách uloveno celkem 58 805 jedinců střevlíkovitých brouků v 99 druzích. Nejpočetnějšími druhy byly *Pterostichus melanarius*, *Poecilus cupreus*, *Pseudoophonus rufipes*, *Anchomenus dorsalis* a na lokalitách s úhorem byly ve vyšším množství odchyceny i druhy *Dolichus halensis* a *Calathus fuscipes*. Podobné druhové složení vysoce dominantních druhů bylo zaznamenáno i v jiných studiích (např. Kromp 1999, Holland & Luff 2000, Veselý & Šarapatka 2008, Woodcock et al. 2010). Tyto druhy střevlíkovitých patří mezi typické zástupce otevřených polních biotopů (Hůrka 1996, Veselý 2002). Dominance ostatních druhů nepřekročila 1%.

Charakter společenstva střevlíkovitých podle šíře jejich ekologické valence byl na obou typech lokalit velmi podobný. Svoji skladbou odpovídal společenstvu na člověkem pozmeněných stanovištích. Z velké části převažovaly eurytopní druhy, které nemají žádné speciálních nároky na charakter a kvalitu prostředí. Jsou charakteristické pro nestabilní a měnící se habitaty nebo stanoviště se silnými antropogenními zásahy (Hůrka et al. 1996, Kotze et al. 2011). Adaptabilní druhy tvořily menší skupinu (zhruba jednu třetinu ulovených druhů). Tyto druhy preferují člověkem pozmeněná avšak zachovalá stanoviště. (Hůrka et al. 1996). Reliktních druhů typických pro vzácná a ohrožená stanoviště bylo uloveno jen velmi malé množství. Za zmínku však stojí relativně vysoký počet odchycených jedinců reliktního druhu *Poecilus sericeus* z úhorových lokalit ze Znojemska. Pravděpodobně nachází tento druh polostepních a stepních nezastíněných stanovišť (Hůrka 1996, Veselý 2002) v úhorech vhodné životní podmínky.

Jedním z cílů práce bylo zjistit, jestli existují odlišnosti v druhové bohatosti a početnosti střevlíků v závislosti na vzdálenosti linie zemních pastí od agroenvironmentálního opatření. Druhová bohatost v obou typech opatření signifikantně klesala směrem ke čtvrté linii pastí – do pole. Tento klesající trend byl výraznější u neošetřeného pásu než u úhoru. Úhor tak nejspíše slouží jako významný zdroj jedinců, kteří mohou migrovat do interiéru pole (Collins et al. 2002). Tyto výsledky se shodují s již dříve publikovanými výsledky: druhová bohatost střevlíkovitých v polích, které bezprostředně sousedí z neobdělávanou půdou, je vyšší než v polích bez přímého kontaktu s úhory a travnatými pásy (Collins et al. 1997, 2002, MacDonald et al. 2012a). Pozitivní

vliv na střevlíkovité měla i absence zásahů zemědělské techniky na úhorech, která neničí citlivá vývojová stádia střevlíkovitých (Nazzi et al. 1989, Thomas & Marshall 1999, Purvis & Fadl 2002). Podobně Hatten et al. (2007) prokázal vyšší diverzitu střevlíkovitých na neoraných plochách ve srovnání s ornou půdou. Navíc úhor slouží i jako vhodný potravní zdroj nejen pro střevlíkovité, ale i pro jiné živočichy (Kodet & Nováková 2007). Vyšší druhovou bohatost v liniích pastí umístěných přímo v chemicky neošetřeném pásu pravděpodobně vysvětluje absence chemických postřiků. Tyto chemické látky by jinak spolehlivě zahubily celou řadu organismů včetně střevlíků (Altieri 1999, Geiger et al. 2010). Chemicky neošetřená půda příznivě ovlivňuje růst plevelů a na ně vázaných hmyzích společenstev (Döring & Kromp 2003, Kleijn & Sutherland 2003), což pro střevlíkovité opět představuje vhodný zdroj úkrytů a potravy (Lövei & Sunderland 1996). Dalším vysvětlením vyšší druhové bohatosti by mohla být samotná poloha založených neošetřených pásů. Několikrát během výzkumu byl pás založen na okraji pole, se kterým bezprostředně sousedila neobhospodařovaná plocha – louka, stromová alej či skupina stromů. Tyto krajinné prvky pravděpodobně plnily funkci úhoru a zvyšovaly druhovou bohatost střevlíkovitých v neošetřeném pásu a navazujícím poli (Collins et al. 2002, MacDonald et al. 2012a).

Obdobný pattern byl sledován i v početnosti střevlíků a to jak na úhorových lokalitách, tak na polích s chemicky neošetřeným pásem. Početnost zachycených jedinců signifikantně klesala směrem do pole a to i přes vysokou abundanci některých druhů – generalistů - v pastech umístěných v interiéru pole. Přítomnost agroenvironmentálního opatření (bez ohledu na jeho typ) má příznivý vliv na početnost mnohých střevlíků, jak potvrzují i některé dřívější studie (Pfiffner & Niggli 1996, Clark 1999, Bourassa et al. 2008). Je však vhodné podotknout, že v některých případech za zvýšenou početností střevlíkovitých v chemicky neošetřeném pásu opět mohl stát ekotonový efekt přiléhajících polopřirodních stanovišť (viz diskuze výše).

Dále byla hodnocena funkční diverzita (tedy tři její základní složky – funkční bohatost, vyváženost a divergence) společenstva střevlíkovitých v jednotlivých liniích pastí. Nízká funkční bohatost naznačuje, že určité potencionální zdroje jsou společenstvem nevyužívané a daná nika není obsazena (Mason et al. 2005). Průkazný klesající trend funkční bohatosti poukazuje na možnost, že jednotvárná polní monokultura není pro řadu druhů vhodná. Specifické mikroklimatické podmínky interiéru pole poskytují vhodné podmínky jen některým druhům (Honěk 1997, Honěk & Janošík 2000) a společenstvo samotné je v tomto prostoru druhově relativně chudé. Artefaktem pak může být větší

kontrast ve funkčních vlastnostech jednotlivých druhů, což se projeví ve vyšší funkční divergenci samotného interiéru pole než jeho okraje. Variabilita ve funkční divergenci může být také způsobena sezónními změnami ve společenstvu střevlíkovitých, jenž odráží jejich vývojové cykly a potravní strategie (Thiele 1977, Kromp 1999). Vliv habitatu a struktury krajiny na biomasu, druhovou bohatost a funkční diverzitu střevlíkovitých brouků v polních ekosystémech studoval Woodcock et al. (2010). Celková biomasa karnivorních druhů střevlíků byla negativně korelována s rostoucí heterogenitou krajiny, zatímco druhová bohatost stoupala. Většina druhů střevlíkovitých osidluje, či alespoň částečně preferuje, pouze určitý typ prostředí (Thiele 1977). Strukturně jednoduchá krajina tak může poskytovat vhodné prostředí pouze některým druhům, které se v takových podmínkách mohou vyskytovat ve vysokém množství. Se zvyšující se heterogenitou prostředí budou tyto habitaty postupně nahrazovány jinými, pro některé druhy méně vhodnými. Například druh *Pterostichus melanarius* je typickým druhem otevřených polí, kde bývá přítomen v obrovském množství (Woodcock et al. 2010, Hummel et al. 2012). Holland & Luff (2000) navíc uvádí, že tento druh zimuje v poli a není tak na okrajová stanoviště vůbec vázán. Podobně Al Hassan (2013) uvádí, že karnivorní střevlíci (zejména již zmíněný *P. melanarius* a *Poecilus cupreus*) jsou ve velkých počtech zastiženi v poli samotném než v okrajových částech porostlých travinou vegetací.

Sledován byl i kumulativní efekt úhoru na funkční diverzitu střevlíkovitých během let. Kvůli absenci zásahů zemědělské techniky se zde rozvinula sukcese. Funkční bohatost (obsazenost nik) zůstává během let stejná. Funkční vyrovnanost společenstva je mírně na vzestupu, jednotlivé funkční vlastnosti druhů jsou během let rovnoměrněji rozmístěny v celkovém nikovém prostoru. Funkční divergence má tendenci klesat, pravděpodobně z důvodu, že oportunní druhy jsou postupně nahrazovány jinými, více specializovanými, s vazbou na stanoviště s pokročilejším stádiem sukcese. Ač změny ve funkční diverzitě úhorů ukazují určité trendy, nebyly tyto změny zatím průkazné. Vývoj struktury společenstva probíhá postupně a je tedy dost možné, že ani tříletý výzkum ještě nestihl statisticky prokázat probíhající vývoj (Holland & Luff 2000). Kinnunen & Tiainen (1999) srovnávali funkční charakter společenstva střevlíkovitých na polích a úhorech. Rozdíly v charakteru společenstva byly potvrzeny, ale jejich studované úhorové lokality byly mnohem starší - mezi 5 – 20 lety.

Oba testované faktory (rok a pozice linie pastí) byly v obou případech CCA analýzou prokázány jako statisticky významné. Analýza sukcesního vývoje úhorových lokalit ukázala negativní korelaci většiny druhů se zkoumanými faktory. Jak bylo uvedeno

výše, úhor představuje vhodné podmínky pro existenci řady druhů střevlíkovitých, včetně velkých a vlhkomilných druhů rodu *Carabus* a *Calosoma*. Větší a déle žijící druhy preferují více heterogennější biotopy a polopřírodní neosetý pás pole pro ně představuje vhodné stanoviště. (Lövei & Sunderland 1996, Kromp 1999). Menší makropterní druhy s lepší disperzní schopností (např. rod *Amara*) inklinují spíše k otevřeným a sušším stanovištím (Kinnunen & Tiainen 1999, Ribera et al 2001, Veselý & Šarapatka 2008).

CCA analýza lokalit s chemicky neošetřeným pásem ukázala relativně vysokou variabilitu v druhových datech s vazbou na testované faktory. Tuto variabilitu mohly způsobit lokální podmínky prostředí. Na rozdíl od úhoru nemůžeme u neošetřeného pásu hodnotit kumulativní efekt, protože pásy byly každý rok zakládány na jiném poli. Významný vliv mohlo opět mít okolí pásu plnicí funkci zdroje jedinců (diskutováno výše). Odlišné typy stanovišť (louka, alej, remízek), které přiléhaly k chemicky neošetřenému pásu, jsou obývány rozdílnými společenstvy se specifickými nároky (Kinnunen & Tiainen 1999), což se mohlo odrazit i na druhové variabilitě. Navíc mikroklimatické podmínky plodiny pěstované plodiny (zápoj, vlhkost) mohly ovlivnit migraci střevlíků (Honěk 1997).

Závěrem stojí za zmínku výskyt druhů uvedených v Červeném seznamu ohrožených druhů (Farkač et al. 2005) - *Brachinus psophia*, *Calosoma auropunctatum*, *Cicindela germanica*, *Harpalus picipenis* a *Poecilus sericeus* na lokalitách s úhorem a druhy *Amara aulica*, *Calosoma auropunctatum*, *Cicindela germanica*, *Chlaenius tristis*, *Licinus cassideus* a *Poecilus sericeus* na lokalitách s chemicky neošetřeným pásem. Pozornost zaslouží i druhy zákonem chráněné, uvedené ve vyhlášce č. 395/1992 Sb. Jedná se hlavně o velké střevlíkovité rodu *Calosoma* (zde *C. auropunctatum* z polí ze Znojemska) a některé druhy rodu *Carabus* (v tomto případě *C. scheidleri* a *C. ullrichi*) a dále o prskavce (*Brachinus*) a svižníky (*Cicindela*). Kromě chráněných příslušníků rodu *Carabus* a byly ostatní zvláště chráněné druhy početněji zachyceni na lokalitách s úhorem (viz příloha). Tyto hodnotné prvky epigonu zvyšují ochranný potenciál tohoto agroenvironmentálního opatření.

Současná zemědělská politika Evropské unie se snaží podporovat biodiverzitu polních ekosystémů a zvyšovat heterogenitu krajiny. Hlavním cílem této práce bylo zhodnotit smysluplnost realizovaných agroenvironmentálních opatření. Navrhovaná opatření zvyšují druhovou bohatost i početnost společenstva střevlíkovitých. Styl jejich managementu je v pořádku, žádná zásadní změna není nutná. Otázkou pouze zůstává délka expozice opatření. Zatím statisticky nedetekovatelné změny ve funkční diverzitě společenstva na úhorech v prvních letech naznačují, že by bylo vhodné ponechat úhor na

jednom místě po dobu minimálně několika let. Lokality s chemicky neošetřeným pásem nemohly přinést kumulativní závěry, kvůli každoročnímu zakládání pásu na jiném místě. Navíc zásahy zemědělské techniky znemožňují sukcesí stanoviště a skladba společenstva tomu odpovídá.

Přesto výsledky naznačují, že tato studovaná agroenvironmentální mají – minimálně pro tuto skupinu bezobratlých – smysl a měla by být i nadále podporována. Je však nutné mít na paměti, že případné úpravy managementu mohou ovlivnit i jiné skupiny organismů a to jako v pozitivním, tak negativním směru. Při plánování je důležité vytvořit kompromis mezi charakterem lokality a zachováním co největší diverzity a stability společenstev tam žijících organismů.

## Závěr

Předkládaná diplomová práce se věnovala společenstvu střevlíkovitých brouků ve dvou agroenvironmentálních opatřeních – úhoru a chemicky neošetřeném pásu plodiny. Výzkum probíhal během tří let (2009 – 2011) na polích na Znojemsku, Královéhradecku a Vyškovsku. Na studovaných lokalitách bylo rozmístěno vždy 12 padacích zemních pastí ve čtyřech liniích po třech. První linie ležela v agroenvironmentálním opatření, druhá na přechodu do pole a zbylé dvě byly umístěny v různých vzdálenostech v interiéru pole. Celkem bylo zemními pastmi uloveno více jak 58 000 jedinců střevlíků v celkem 99 druzích. Velkou část úlovků tvořily typické eurytopní druhy otevřených biotopů - *Pterostichus melanarius*, *Poecilus cupreus*, *Pseudoophonus rufipes*, *Anchomenus dorsalis*, *Dolichus halensis* a *Calathus fuscipes*.

Navrhovaná agroenvironmentální opatření mají vliv na početnost, druhovou bohatost i funkční strukturu společenstva střevlíkovitých brouků polních biotopů. Početnost i druhová bohatost střevlíkovitých je nejvyšší v agroenvironmentálním opatření a klesá směrem do pole. Rozdíly mezi opatřeními nejsou významné. Přesto výsledky naznačují, že úhor poskytuje lepší životní podmínky pro široké druhové spektrum, včetně velkých střevlíkovitých rodu *Carabus* a *Calosoma*, kteří jsou považováni za hodnotný prvek epigeonu a navíc jsou zákonem chráněni. Úhor tak slouží jako „zásobárna“ brouků, kteří se zde zdržují a z něj mohou migrovat do okolního prostředí. Důležitým předpokladem pro zvýšení heterogenity a stability prostředí je zachování těchto úhorových lokalit na jednom místě po dobu minimálně několika let. Chemicky neošetřené pásy se stěhovaly během výzkumu z jednoho pole na druhé, jejich kumulativní efekt proto nemohl být hodnocen.

Výzkum byl prováděn v rámci testování reálného vlivu studovaných opatření. Současná zemědělská politika Evropské unie každoročně vykládá nemalé finanční prostředky na realizaci těchto opatření. Výsledky této diplomové práce naznačují, že realizovaná opatření a styl jejich managementu příznivě ovlivňují společenstvo střevlíkovitých. Podpora agroenvironmentálních opatření má v tomto případě skutečně smysl.

## Literatura

**Agriculture and Rural Development on Europa:** Agri-environment measures [online]. [cit. 2014-04-29]. URL: [http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_en.htm)

**Al Hassan, D., Georgelin, E., Delattre, T., Burel, F., Plantegenest, M., Kindlmann, P. & Butet, A. (2013):** Does the presence of grassy strips and landscape grain affect the spatial distribution of aphids and their carabid predators? *Agricultural and Forest Entomology*. 15, 24–33.

**Altieri, M.A. (1999):** The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74, 19–31.

**Ameixa, O. & Kindlmann, P. (2011):** Biodiversity drifts in agricultural landscapes. Invertebrate pest control by Carabids. In: Grillo, O. & Venora, G. (eds). *Ecosystems Biodiversity*. InTech Publishers, Croatia. 315–332.

**Anon (1994):** Biodiversity. The UK Action Plan, HMSO. London.

**Avgin, S.S. & Luff, M.L. (2010):** Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Munis Entomology & Zoology*. 5, 209–215.

**Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K.M., Samu, F. & Tschardtke, T. (2012):** Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 146, 130–136.

**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.

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

**Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M. & Edwards, P.J. (2008):** Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*. 45, 141–151.

**Bourassa, S., Cárcamo, H.A., Larney, F.J. & Spence, J.R. (2008):** Carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a rotation of three different crops in southern Alberta, Canada: a comparison of sustainable and conventional farming. *Environmental Entomology*. 37, 1214–1223.

**Buchholz, S., Jess, A., Hertenstein, F. & Schirmel, J. (2010):** Effect of the colour of pitfall traps on their capture efficiency of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae), spiders (Araneae) and other arthropods. *European Journal of Entomology*. 107, 277–280.

**Cameron, K.H. & Leather, S.R. (2012):** How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? *Biodiversity and Conservation*. 21, 763–779.



- Clark, M.S. (1999):** Ground beetle abundance and community composition in conventional and organic tomato systems of California's Central Valley. *Applied Soil Ecology*. 11, 199-206.
- Collins, K.L., Wilcox, A., Chaney, K., Boatman, N.D. & Holland, J.M. (1997):** The influence of beetle banks on aphid population predation in winter wheat. *Aspects of Applied Biology*. 50, 341–346.
- Collins, K.L., Boatman, N.D., Wilcox, A., Holland, J. & Chaney, K. (2002):** Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 93, 337–350.
- Delattre, T., Vernon, P. & Burel, F. (2013):** An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 166, 102-109.
- Den Boer, P.J. & den Boer-Daanje, W. (1990):** On life-history tactics in carabid beetles: are there only spring and autumn breeders? In: Stork, N.E. (ed). *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Intercept. 247–258.
- Desender, K., Dufrene, M. & Maelfait, J.P. (1994):** Long term dynamics of carabid beetles in Belgium: a preliminary analysis on the influence of changing climate and land use by means of a database covering more than a century. In: Desender, K. (ed). *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publisher. 247–252.
- Döring, T. & Kromp, B. (2003):** Which carabid species benefit from organic agriculture? — a review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 98, 153–161.
- Eyre, M.D., Labanowska-Bury, D., Avayanos, J.G., White, R. & Seifert, C. (2009):** Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in an intensively managed vegetable crop landscape in eastern England. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 131, 340–346.
- Farkač, J., Král, D. & Škorpík, M. (2005):** Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 760 pp.
- Fournier, E. & Loreau, M. (1999):** Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography*. 22, 87-97.
- French, B.W. & Elliott, N.C. (1999):** Temporal and spatial distribution of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in grasslands and adjacent wheat fields. *Pedobiologia*. 43, 73–84.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Onate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W. & Inchausti, P. (2010):** Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*. 11, 97–105.
- Hatten, T.H., Bosque-Pérez, N.A., Labonte, J.R., Guy, S.O. & Eigenbrode, S.D. (2007):** Effects of tillage on the activity density and biological diversity of carabid beetles in spring and winter crops. *Environmental Entomology*. 36, 356-368.
- Hof, A.R. & Bright, P.W. (2010):** The impact of grassy field margins on macro-invertebrate abundance in adjacent arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 139, 280–283.

- Holland, J.M. & Luff, M.L. (2000):** The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*. 5, 109–129.
- Honěk, A. (1997):** The effect of temperature on the activity density of Carabidae (Coleoptera) in fallow land. *European Journal of Entomology*. 94, 97-104.
- Honěk, A. & Jarošík, V. (2000):** The role of crop density, seed and aphid presence in diversification of field communities of Carabidae (Coleoptera). *European Journal of Entomology*. 97, 517-525.
- Hummel, J.D., Dosdall, L.M., Clayton, G.W., Harker, K.N. & O'Donovan, J.T. (2012):** Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity, activity density, and community structure in a diversified agroecosystem. *Environmental Entomology*. 41, 72-80.
- Hůrka, K. (1996):** Střevlíkovití České a Slovenské republiky. Kabourek. Zlín. 565 pp.
- Hůrka, K. (2005):** Brouci České a Slovenské republiky. Kabourek. Zlín. 390 pp.
- Hůrka, K., Veselý, P. & Farkač, J. (1996):** Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*. 32, 15–26.
- Juliano, S.A. (1986):** A test for competition for food among adult *Brachinus* spp.(Coleoptera: Carabidae). *Ecology*. 67, 1655-1664.
- Kegel, B. (1990):** Diurnal activity of carabid beetles living on arable land. In: Stork, N.E. (ed). *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Intercept. 65-76.
- Kinnunen, H. & Tiainen, J. (1999):** Carabid distribution in a farmland mosaic: the effect of patch type and location. *Annales Zoologici Fennici*. 36, 149–158.
- Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2003):** How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*. 40, 947–969.
- Kodet, V. & Nováková, J. (2007):** Monitoring vlivu biopásů na diverzitu a početnost ptáků v zemědělské krajině. Česká společnost ornitologická. 90 pp.
- Kotze, D.J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M.J., Lövei, G.L., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R. & Zetto, T. (2011):** Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. In: Kotze, D.J., Assmann, T., Noordijk, J., Turin, H. & Vermeulen, R. (eds). *Carabid beetles as bioindicators: biogeographical, ecological and environmental studies*. *ZooKeys*. 100, 55–148.
- Kromp, B. (1999):** Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74, 187-228.
- Kult, K. (1947):** Klíč k určování brouků čeledi Carabidae Československé republiky. Československá entomologická společnost. Praha. 198 pp.
- Larsson, S.G. (1939):** Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. *Entomologische Meddelelser*. 20, 277–560.
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2000):** Mnohorozměrná analýza ekologických dat. Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice. 102 pp.

- Losos, B. (1985):** Ekologie živočichů. SPN Praha. 320 pp.
- Lindroth, C.H. (1992a):** Ground Beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A zoogeographic study. Part I. Smithsonian Institution Libraries and National Science Foundation. Washington D.C. 630 pp.
- Lindroth, C.H. (1992b):** Ground Beetles (Carabidae) of Fennoscandia. A zoogeographic study. Part III. Smithsonian Institution Libraries and National Science Foundation. Washington D.C. 814 pp.
- Lövei, G.L. & Sároszpataki, M. (1990):** Carabid beetles in agricultural fields in eastern Europe. In: Stork, N.E. (ed). *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Intercept. 87-93.
- Lövei, G.L. & Sunderland, K.D. (1996):** Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*. 41, 231–256.
- Luff, M.L. (1996):** Use of Carabids as environmental indicators in grasslands and cereals. *Annales Zoologici Fennici*. 33, 185–95.
- MacDonald, M.A., Cobbold, G., Mathews, F., Denny, M.J., Walker, L.K., Grice, P.V. & Anderson, G.Q. (2012a):** Effects of agri-environment management for cirl buntings on other biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. 21, 1477-1492.
- MacDonald, M.A., Maniakowski, M., Cobbold, G., Grice, P.V. & Anderson, G.Q. (2012b):** Effects of agri-environment management for stone curlews on other biodiversity. *Biological Conservation*. 148, 134-145.
- Mason, N.W., MacGillivray, K., Steel, J.B. & Wilson, J.B. (2003):** An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science*. 14, 571-578.
- Mason, N.W., 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.
- Marshall, E.J.P. & Moonen, A.C. (2002):** Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 89, 5-21.
- Mauremooto, J.R., Wratten, S.D., Worner, S.P. & Fry, G.L.A. (1995):** Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 52, 141–148.
- Nazzi, F., Paoletti, M.G. & Lorenzoni, G.G. (1989):** Soil invertebrate dynamics of soybean agroecosystems encircled by hedgerows or not in Friuli, Italy. First data. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 27, 163–176.
- Pfiffner, L. & Luka, H. (2000):** Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 78, 215–222.
- Pfiffner, L. & Luka, H. (2003):** Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology*. 4, 117-127.
- Pfiffner, L. & Niggli, U. (1996):** Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col. Carabidae) and other epigeal arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture & Horticulture*. 12, 353-364.

- Purvis, G. & Fadl, A. (2002):** The influence of cropping rotations and soil cultivation practice on the population ecology of carabids (Coleoptera: Carabidae) in arable land. *Pedobiologia*. 46, 452-474.
- R Core Team (2012):** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.
- Rainio, J. & Niemelä, J. (2003):** Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*. 12, 487–506.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I.S., & Foster, G.N. (2001):** Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*. 82, 1112-1129.
- Ribera, I., Foster, G.N., Downie, I.S., McCracken, D.I. & Abernethy, V.J. (1999):** A comparative study of the morphology and life traits of Scottish ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Annales Zoologici Fennici*. 36, 21-37.
- 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.
- Růžičková, J. (2012):** Vliv vybraných agroekologických opatření na carabidofaunu polí. Bakalářská práce, Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra zoologie a ornitologická laboratoř. Ms. 44 pp.
- Rykken, J.J., Capen, D.E. & Mahabir, S.P. (1997):** Ground beetles as indicators of land type diversity in the green mountains of Vermont. *Conservation Biology*. 11, 522–530.
- Saska, P., & Honěk, A. (2004):** Development of the beetle parasitoids, *Brachinus eximius* and *B. crepitans* (Coleoptera: Carabidae). *Journal of Zoology*. 262, 29-36.
- Saska, P., & Honěk, A. (2008):** Synchronization of a coleopteran parasitoid, *Brachinus* spp. (Coleoptera: Carabidae), and its host. *Annals of the Entomological Society of America*. 101, 533-538.
- Skuhrový, V. (1959):** Potrava polních střevlíkovitých. *Časopis Československé Společnosti Entomologické*. 59, 1-18.
- Smith, B. & Wilson, J.B. (1996):** A consumer's guide to evenness indices. *Oikos*. 76, 70-82.
- Symondson, W. O. C. (1994):** The potential of *Abax parallelepipedus* (Col.: Carabidae) for mass breeding a biological control agent against slugs. *Entomophaga*. 39, 323-333.
- Šafář, J., Hula, V., Št'astná, P. & Vítková, Z. (2009):** The influence of pitfall traps on the soil epigeal fauna. In: Anonymus. MendelNet'09 Agro - Proceedings of International Ph.D. Students Conference. MZLU. Brno. 836 pp.
- Šarapatka, B. & Pokorný, J. (2008):** Rozvoj zemědělství vedoucí k zajištění produkce a udržitelnosti ekosystémů. In: Šarapatka, B. (ed). Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Bioinstitut. Olomouc. 13-28.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (1998):** CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination. Microcomputer Power. Ithaca. 352 pp.
- Thiele, H.U. (1977):** Carabid Beetles in their Environments. Springer Verlag. Berlin. 369 pp.

- Thomas, C.F.G. & Marshall, E.J. (1999):** Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 72, 131–144.
- Thomas, M.B., Wratten, S.D. & Sotherton, N.W. (1992):** Creation of 'island' habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition. *Journal of Applied Ecology*. 29, 524-531.
- Tilman, D. (2001):** Functional diversity. In: Levin, S.A. (ed.). *Encyclopedia of biodiversity*. Academic Press. 109-120.
- Trautner, J. & Geigenmüller, K. (1987):** Tiger beetles, ground beetles. Illustrated key to the Cicindelidae and Carabidae of Europe. Triops Verlag. Aichtal. 487 pp.
- Varchola, J.M. & Dunn, J.P. (1999):** Changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in farming systems bordered by complex or simple roadside vegetation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 73, 41–49.
- Veselý, M. & Šarapatka, B. (2008):** Effects of conversion to organic farming on carabid beetles (Carabidae) in experimental fields in the Czech Republic. *Biological Agriculture and Horticulture*. 25, 289-309.
- Veselý, P. (2002):** Střevlíkovití brouci Prahy. Tiskárna Flora. Praha. 167 pp.
- Wamser, S., Dauber, J., Birkhofer, K. & Wolters, V. (2011):** Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 144, 235-240.
- Winstone, L., Iles, D.R. & Kendall, D.J. (1996):** Effects of rotation and cultivation on polyphagous predators in conventional and integrated farming systems. *Aspects of Applied Biology* 47, 111–117.
- Woodcock, B.A., Redhead, J., Vanbergen, A.J., Hulmes, L., Hulmes, S., Peyton, J., Nowakowski, M., Pywell, R.F. & Heard, M.S. (2010):** Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles. *Agriculture, ecosystems & environment*, 139, 181-186.

## Přílohy

**Tabulka č. 2:** Přehled zjištěných druhů střevlíkovitých na lokalitách s úhorem, počty zachycených jedinců v jednotlivých letech a liniích pastí s vyjádřením procentuální míry dominance a jejich zařazení do bioindikační skupiny.

**Tabulka č. 3:** Přehled zjištěných druhů střevlíkovitých na lokalitách s chemicky neošetřeným pásem, počty zachycených jedinců v jednotlivých letech a liniích pastí s vyjádřením procentuální míry dominance a jejich zařazení do bioindikační skupiny.

**Tabulka č. 2:** Přehled zjištěných druhů střevlíkovitých na lokalitách s úhorem, počty zachycených jedinců v jednotlivých letech a liniích pastí s vyjádřením procentuální míry dominance a jejich zařazení do bioindikační skupiny.

	2010												Celkem	Dominance (%)	Skupina	
	2009						2011									
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4				
<i>Abax parallelepipedus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0,020	A
<i>Agonum gracilipes</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,011	E
<i>Agonum sexpunctatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0,004	A
<i>Agonum viduum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,002	A
<i>Amara aenea</i>	29	4	0	0	10	12	0	3	6	8	1	0	0	73	0,162	E
<i>Amara apricaria</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,004	E
<i>Amara aulica</i>	1	1	0	0	0	1	0	1	11	6	1	1	0	23	0,051	E
<i>Amara bifrons</i>	1	4	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	9	0,020	E
<i>Amara communis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2	0,004	A
<i>Amara consularis</i>	49	29	9	19	3	7	2	2	9	1	0	0	0	130	0,289	E
<i>Amara eurynota</i>	15	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	19	0,042	E
<i>Amara familiaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	5	0,011	E
<i>Amara ingenua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,002	E
<i>Amara littorea</i>	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0,007	E
<i>Amara lunicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,002	A
<i>Amara montivaga</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,011	E
<i>Amara ovata</i>	1	0	0	0	2	3	0	0	1	7	9	43	0	66	0,147	E
<i>Amara plebeja</i>	0	1	0	1	0	1	0	2	29	3	1	0	0	38	0,085	E
<i>Amara similata</i>	1	0	0	0	4	1	4	0	0	0	0	0	0	10	0,022	E
<i>Anchomenus dorsalis</i>	313	222	139	259	957	627	263	169	349	468	64	133	3963	8,815	E	
<i>Anisodactylus binotatus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0,007	E
<i>Anisodactylus signatus</i>	1	2	1	0	20	32	1	0	11	1	2	3	74	0,165	E	
<i>Bembidion ariculatum</i>	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,007	E	
<i>Bembidion lampros</i>	38	4	10	15	21	27	23	23	6	7	2	3	179	0,398	E	
<i>Bembidion mannerheimi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,002	A	
<i>Bembidion obtusum</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,004	E	
<i>Bembidion properans</i>	0	0	0	0	2	1	3	0	1	0	0	0	7	0,016	E	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	3	2	1	0	8	0,018	E	

<i>Brachinus crepitans</i>	38	62	25	26	57	53	5	2	9	4	1	0	282	0,627	E
<i>Brachinus explodens</i>	133	6	0	3	63	9	21	21	55	43	4	1	359	0,799	E
<i>Brachinus psophia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,002	A
<i>Calathus ambiguus</i>	571	691	441	303	37	28	13	5	15	17	10	0	2131	4,740	A
<i>Calathus erratus</i>	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0,011	A
<i>Calathus cinctus</i>	0	2	14	10	0	0	0	0	0	1	1	1	29	0,065	A
<i>Calathus fuscipes</i>	515	713	497	418	70	73	20	41	67	140	223	224	3001	6,675	E
<i>Calathus melanocephalus</i>	7	11	38	16	1	3	0	1	1	0	0	0	78	0,173	E
<i>Calathus micropterus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,002	A
<i>Calosoma auropunctatum</i>	5	4	0	0	9	4	6	2	2	6	2	1	41	0,091	A
<i>Carabus coriaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,002	A
<i>Carabus granulatus</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0,007	E
<i>Carabus scheidleri</i>	1	0	3	0	0	43	0	0	7	5	0	3	62	0,138	A
<i>Carabus ullrichi</i>	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	4	0,009	A
<i>Carabus violaceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0,004	A
<i>Cicindela campestris</i>	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	3	0,007	A
<i>Cicindela germanica</i>	3	3	0	1	2	13	1	2	13	2	1	2	43	0,096	A
<i>Demetrius atricapillus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0,004	E
<i>Dolichus halensis</i>	1053	1340	445	487	706	590	161	70	95	127	34	26	5134	11,420	E
<i>Drypta dentata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,002	E
<i>Epaphius secalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,002	A
<i>Harpalus affinis</i>	47	17	19	10	14	9	5	1	31	33	12	14	212	0,472	E
<i>Harpalus distinguendus</i>	71	93	71	102	169	98	27	6	155	83	33	21	929	2,066	E
<i>Harpalus froelichi</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	3	0,007	A
<i>Harpalus picipenis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,002	R
<i>Harpalus rubripes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,002	E
<i>Harpalus serripes</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	3	0,007	A
<i>Harpalus signaticornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0	6	0,013	E
<i>Harpalus tardus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,002	E
<i>Chlaenius spoliatus</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	3	0,007	A
<i>Leistus ferrugineus</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	2	3	2	0	10	0,022	E
<i>Loricela pilicornis</i>	2	2	4	3	6	7	1	3	4	6	2	4	44	0,098	E
<i>Microlestes maurus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,002	E
<i>Microlestes minutulus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0,004	E





**Tabulka č. 3:** Přehled zjištěných druhů střevlíkovitých na lokalitách s chemicky neošetřeným pásem, počty zachycených jedinců v jednotlivých letech a liniích pastí s vyjádřením procentuální míry dominance a jejich zařazení do bioindikacní skupiny.

	2009										2010					2011			Celkem	Dominance (%)	Skupina
	1		2		3		4		1	2	3	4	1	2	3	4					
<i>Abax parallelepipedus</i>	2	1	0	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0,058	A		
<i>Agonum muelleri</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0,014	E		
<i>Agonum sexpunctatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0,007	A		
<i>Amara aenea</i>	0	0	0	0	28	11	21	21	2	2	0	0	0	0	0	0	85	0,614	E		
<i>Amara apricaria</i>	2	2	2	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	10	0,072	E		
<i>Amara bifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,007	E		
<i>Amara communis</i>	0	0	0	0	8	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0,130	A		
<i>Amara consularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0,007	E		
<i>Amara eurynota</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0,014	E		
<i>Amara familiaris</i>	0	0	0	1	7	1	3	4	0	0	0	0	0	1	0	0	17	0,123	E		
<i>Amara littorea</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,007	E		
<i>Amara lucida</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	0,029	A		
<i>Amara montivaga</i>	1	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0,051	E		
<i>Amara ovata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0,014	E		
<i>Amara plebeja</i>	0	0	0	0	1	1	0	4	0	0	0	0	0	3	0	0	9	0,065	E		
<i>Amara similata</i>	0	0	0	0	20	6	4	14	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0,318	E		
<i>Anchomenus dorsalis</i>	77	62	48	52	421	306	309	314	121	105	51	56	1922	13,880	0	0	0	0,014	E		
<i>Anisodactylus binotatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,123	E		
<i>Anisodactylus signatus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	6	6	1	2	17	0,123	0	0	0	0,029	E		
<i>Bembidion articulatum</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,029	0	0	0	0,029	E		
<i>Bembidion lampros</i>	1	2	1	0	27	45	29	30	15	9	4	1	164	1,184	0	0	0	0,029	E		
<i>Bembidion obtusum</i>	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,029	0	0	0	0,195	E		
<i>Bembidion properans</i>	0	0	0	0	3	8	4	5	7	0	0	0	27	0,195	0	0	0	0,051	E		
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	3	1	1	0	7	0,051	0	0	0	0,152	E		
<i>Brachinus crepitans</i>	0	0	0	0	4	1	2	2	7	2	3	0	21	0,152	0	0	0	0,628	E		
<i>Brachinus explorens</i>	0	0	0	0	30	7	5	37	4	2	2	0	87	0,628	0	0	0	0,087	A		
<i>Calathus ambiguus</i>	0	0	0	0	5	0	0	0	5	2	0	0	12	0,087	0	0	0	0,014	A		
<i>Calathus erratus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,014	0	0	0	0,014	A		

<i>Calathus fuscipes</i>	53	23	61	43	38	5	8	11	17	12	10	6	287	2,073	E
<i>Calathus melanocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	5	0,036	E
<i>Calosoma auro-punctatum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	4	0,029	A
<i>Carabus granulatus</i>	0	2	1	0	4	0	3	5	4	2	4	4	29	0,209	E
<i>Carabus scheidleri</i>	137	99	181	266	0	0	0	0	5	2	0	1	691	4,990	A
<i>Carabus ullrichi</i>	0	0	0	0	2	1	1	2	0	0	0	0	6	0,043	A
<i>Cicindela germanica</i>	1	0	0	0	2	6	2	2	9	4	2	0	28	0,202	A
<i>Clivina fossor</i>	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	4	0,029	E
<i>Demetrias atricapillus</i>	0	1	0	6	4	2	6	1	0	0	0	0	20	0,144	E
<i>Dolichus halensis</i>	1	2	1	2	5	0	0	2	17	19	4	3	56	0,404	E
<i>Drypta dentata</i>	0	0	0	0	1	0	5	4	0	1	0	0	11	0,079	E
<i>Harpalus affinis</i>	9	10	2	16	8	7	3	10	18	19	5	9	116	0,838	E
<i>Harpalus anxius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,007	A
<i>Harpalus distinguendus</i>	0	2	1	0	28	12	14	23	14	16	4	9	123	0,888	E
<i>Harpalus froelichi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	3	0,022	A
<i>Harpalus rubripes</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	3	0,022	E
<i>Harpalus tardus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0,014	E
<i>Chlaenius tristis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0,007	A
<i>Lebia cruxminor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,007	A
<i>Leistus ferrugineus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	14	3	3	6	26	0,188	E
<i>Licinus cassideus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,007	R
<i>Loricela pilicornis</i>	1	1	0	1	4	4	12	5	3	3	7	4	45	0,325	E
<i>Microlestes minutulus</i>	0	0	0	0	2	2	0	0	1	1	0	0	6	0,043	E
<i>Nebria brevicollis</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0,014	A
<i>Notiophilus palustris</i>	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	4	0,029	E
<i>Oodes helopioides</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,007	A
<i>Ophonus azureus</i>	0	0	0	0	8	3	0	2	4	1	0	0	18	0,130	E
<i>Ophonus schaubergerianus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,007	E
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,007	A
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,007	A
<i>Platynus assimilis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0,014	A
<i>Poecilus cupreus</i>	135	83	129	148	421	251	470	557	163	244	103	154	2858	20,640	E
<i>Poecilus lepidus</i>	0	0	0	0	2	1	1	0	6	0	0	0	10	0,072	?
<i>Poecilus sericeus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	3	1	8	0,058	R

<i>Poecilus versicolor</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0,022	E
<i>Pseudosphonon griseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0,029	E
<i>Pseudosphonon rufipes</i>	69	63	74	68	141	111	70	123	357	373	215	218	1882					13,591	E
<i>Pterostichus macer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2					0,014	A
<i>Pterostichus melanarius</i>	573	545	462	468	80	44	108	89	450	545	660	987	5011					36,188	E
<i>Pterostichus niger</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5					0,036	A
<i>Pterostichus nigrita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1					0,007	E
<i>Pterostichus vernalis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1					0,007	A
<i>Stomis pumicatus</i>	2	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6					0,043	A
<i>Syntomus foveatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1					0,007	A
<i>Syntomus obscuroguttatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1					0,007	A
<i>Syntomus truncatellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1					0,007	E
<i>Synuchus vivalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1					0,007	E
<i>Trechus quadristriatus</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	9	7	1	0	20					0,144	E
<i>Zabrus tenebrioides</i>	0	0	0	0	1	6	14	20	2	0	5	4	52					0,376	E
<b>Celkem</b>	1067	905	965	1085	1320	852	1106	1306	1280	1395	1095	1471	13847					100	