Katedra ekologie a životního prostředí

Přírodovědecká fakulta

Univerzita Palackého v Olomouci

Makrofauna a její ovlivnění systémy zemědělského hospodaření a degradací půdy

Ing. Vojtěch Chmelík

Dizertační práce

předložená

na katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu PhD. v oboru

Ekologie

Olomouc 2019

© Vojtěch Chmelík, 2019

Chmelík V. 2019. Makrofauna a její ovlivnění systémy zemědělského hospodaření a degradací půdy (doktorská dizertační práce). Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci, 115 stran, 3 přílohy, česky.

Abstrakt

Degradace půdy vede ke snížení produktivity půdy a má také vliv na životní prostředí. Hlavním faktorem degradace půdy jak v Evropě, tak v České republice je vodní eroze. V současné době se otázka eroze částečně řeší normami Správné zemědělské praxe při hospodaření s půdou (DZES), konkrétně standardy DZES 4 (Minimální pokryv půdy) a DZES 5 (Minimální úroveň obhospodařování půdy k omezování eroze). Tato opatření však nejsou dostatečná k ochraně půdy ohrožené erozí. Proto jsme svědky různých negativních změn v krajině a prostředí. Z hlediska pedologického, poskytuje vědecká literatura významné informace o změnách fyzikálních, chemických a některých biologických (zejména mikrobiologických) vlastností půdy během eroze a o negativním dopadu na rostlinnou výrobu. Existuje však nedostatek informací o účinku na epigeické bezobratlé živočichy.

Tato práce se zabývá využitím především epigeických společenstev bezobratlých živočichů jako indikátorů změn v krajině. Jedná se o víceleté studie, které nám napomáhají pochopit změny, které se v posledních letech v krajině udály. Nashromážděný materiál čítá desetitisíce bezobratlých živočichů, z nichž vybrané skupiny byly určovány do druhů. Jedná se především o střevlíkovité brouky (*Carabidae*) a pavouky (*Araneae*), kteří slouží jako výborní bioindikátoři změn v krajině. Byly zjištěny signifikantní rozdíly v početnosti jedinců na studovaných liniích svahu, pozorována polohová distribuce jednotlivých společenstev brouků a pavouků vlivem odtoku vody, či změn v zásobenosti půdy živinami souvisejících s transportem půdy. To indikuje značný vliv vodní eroze na půdní faunu. Dalším cílem této práce bylo testování různého typu odchytu bezobratlých živočichů a posouzení vlivu zemědělského managementu na společenstva půdních bezobratlých.

Klíčová slova: půda, degradace, eroze, Carabidae, Araneae

Tento výzkum byl podporován v rámci NAZV QJ123066 a IGA projektů Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci.

Chmelík V. 2019. Macroufauna and the effects of agricultural farming systems and soil degradation on it (PhD thesis). Olomouc: Department of Ecology and Environment, Faculty of Science UP Olomouc, 115 pages, 3 appendices, in Czech.

Abstract

Soil degradation leads to reduced soil productivity and it has adverse effects on the environment. Water erosion is the major factor affecting soil degradation in Europe and in the Czech Republic. Currently, the issue of erosion is partly addressed by the standards of the Good Agriculture and Environmental Condition (DZES), specifically DZES 4 (Minimum Soil Coverage) and DZES 5 (Minimum Soil Management Level for Erosion). However, these measures are not sufficient to protect soil threatened by erosion. Therefore, we are witnessing various negative changes in the landscape and the environment. From the soil science point of view, scientific literature provides important information about changes in the physical, chemical and several biological (especially microbiological) properties of soil during erosion and their negative impact on crop production. However sufficient information about their effect on epigeic invertebrates is lacking.

This work addresses the use of, in particular, the epigeic communities of invertebrates as indicators of changes in the landscape. It is a multi-annual study that provides an insight into the landscape changes that have occurred over the recent years. The collected material comprises tens of thousands of invertebrates, of which selected groups were determined to species level. These are mainly *Carabidae* and *Araneae*, which are excellent bioindicators of landscape changes. Significant variation in the abundance of individuals along the studied slope lines were found, which may indicate the effects of selective transport of beetle and spider communities during water runoff events, or the effects of nutrient variation related to downslope soil transport. This indicates that soil erosion has considerable impact on the composition of invertebrate assemblages. Another aim of this work was to test different methods of invertebrate trapping and to asses the impact of agricultural management on soil invertebrate communities.

Kewords: soil, degradation, erosion, Carabidae, Araneae

This research was supported by NAZV QJ123066 and IGA projects of the Faculty of Science of Palacky University in Olomouc.

Prohlášení: Prohlašuji, že dizertační práci „Makrofauna a její ovlivnění systémy zemědělského hospodaření a degradací půdy“ jsem vypracoval samostatně a použil jen uvedené literatury a pramenů.

Souhlasím, aby moje práce byla uveřejněna v souladu s §47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

V Olomouci dne 23.5.2019

..……..……..

Ing. Vojtěch Chmelík

Obsah

Seznam publikací ... 7
Seznam obrázků ... 8
Seznam tabulek ... 9
1. ÚVOD ... 11
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED související s řešenou problematikou ... 12
2.1 Rozdělení zemědělství dle míry intenzifikace ... 12
2.2 Degradační faktory půdy ... 14
2.3 Zemědělství a biodiverzita, funkce bezobratlých živočichů v agrocenózách ... 21
2.2.1 Brouci (Coleoptera) ... 21
2.2.2 Pavouci (Araneae) ... 25
3. CÍL PRÁCE ... 27
4. MATERIÁL A METODIKA ... 28
4.1 Popis studovaných lokalit pro výzkum vlivu systému hospodaření na epigeickou faunu ... 28
4.2 Popis studovaných lokalit pro využití návnadových pastí ... 29
4.3 Popis studovaných lokalit v erozních oblastech Jižní Moravy ... 29
4.4 Sběr půdních bezobratlých ... 30
4.5 Analýza dat ... 32
5. VÝSLEDKY A DISKUZE ... 33
5.1 Výsledky porovnání dvou zemědělských systémů na společenstva půdní bezobratlých ... 33
5.2 Výsledky odchytu mnohonožek a stonožek za pomocí návnadových pastí ... 37
5.3 Výsledky ovlivnění společenstev půdních bezobratlých erozí na lokalitách jižní Moravy ... 40
6. ZÁVĚR ... 48
7. LITERATURA ... 50
8. SEZNAM PŘÍLOH ... 62
8.1 Příloha I. ... 63
8.1.1 Potvrzení přijetí rukopisu k uveřejnění v Zemdirbyste-Agriculture ... 79
8.2 Příloha II. ... 80
8.3 Příloha III. ... 94

Seznam publikací

Moje disertační práce je založena na třech odborných publikacích, které dále v textu uvádím jako přílohy. První práce se zabývá srovnáním dvou typů zemědělského hospodaření v souvislosti jejich vlivu na společenstva půdních bezobratlých. Další práce se zabývá odchytem bezobratlých živočichů do návnadových pastí a posouzení jejich účinnosti. Třetí práce, na které jsem se podílel v rámci svého doktorského studia, se zabývá posouzením vlivu vodní eroze na společenstva epigeických živočichů na černozemních lokalitách jižní Moravy, kde byla pěstována kukuřice.

I. Chmelik V., Sarapatka B., Machač o., Mikula J., Laška V., Tuf I.H. 2019. The effect of farming system and management practises on surface-dwelling soil macrofauna. Scientific Journal Zemdirbyste-Agriculture.

II. Tuf I.H., Chmelík V., Dobroruka I., Hábová L., Hudcová P., Šipoš J., Stašiov S. 2015. Hay-bait traps are a useful tool for sampling of soil dwelling millipedes and centipedes. ZooKeys 510: 197–207. doi: 10.3897/zookeys.510.9020.

III. Chmelik V., Šarapatka B., Machač O., Tuf I.H. 2019. The influence of water erosion on selected communities of soil invertebrates (Carabidae, Araneae) in chernozem areas.

Seznam obrázků

Obrázek 1: Jednotlivé linie svahu …….. 30

Obrázek 2: Design Tullgrenového kontejneru ……..……. 31

Obrázek 3: Počty jedinců v obou zemědělských systémech ……...…..……. 33

Obrázek 4: Hustota aktivity jednotlivých skupin živočichů půdní fauny …..……..…. 33

Obrázek 5.: Analýza základních komponent (PCA) střevlíkovitých brouků ……..... 34

Obrázek 6: Analýza hlavních komponent (PCA) druhů pavouků ……..… 35

Obrázek 7: Populační změny stonožek a mnohonožek uvnitř návnadových pastí, instalovaných ve třech biotopech po dobu 12 týdnů ……. 38

Obrázek 8: CCA analýza nejpočetnějších druhů střevlíků ……..….. 43

Obrázek 9: GAM model (generalized additive model), který znázorňuje abundanci nejpočetnějších druhů střevlíků s ohledem na míru eroze …….…..…….. 44

Obrázek 10: CCA analýza druhového zastoupení pavouků na jednotlivých liniích svahu …… 47

Seznam tabulek

Tabulka 1: Protierozní opatření ……. 16

Tabulka 2: Míra mechanických a chemických vstupů a jejich četnost během jednotlivých let ……..…… 28

Tabulka 3: Stonožky a mnohonožky získané z různých typů pastí ve třech biotopech ……..…….. 39

Tabulka 4: Průměrná míra erozně – akumulačních procesů v jednotlivých výzkumných liniích za pět let ($t.ha^{-1}$ za rok) …….……. 40

Tabulka 5: Průměrné počty odchycených střevlíků během pětiletého období na studovaných částech svahu ……..…….. 41

Tabulka 6: Abundance nejpočetnějších druhů střevlíků …… 42

Tabulka 7: Průměrné počty odchycených pavouků během pětiletého období na studovaných částech svahu …… 45

Tabulka 8: Abundance nejpočetnějších druhů pavouků na studovaných liniích svahu ……..…….. 46

Poděkování

Chtěl bych poděkovat Prof. Dr. Ing. Bořivoji Šarapatkovi, CSc. za ochotu, trpělivost a pomoc při tvorbě mé dizertační práce. Dále dr. Ivanu H. Tufovi za cenné rady. Dále mé ženě Anně, která se postarala o chod domácnosti, abych já mohl psát.

1. ÚVOD

Půda tvoří nejsvrchnější část zemského povrchu a působí na ni řada vnějších faktorů včetně erozních procesů. Vzhledem k tomu, že půda bývá označována jako neobnovitelný zdroj (Hosnedl, 2007), jsou procesy degradace půdy globálním problémem. Celosvětově je vodou transportováno zhruba 2,8 t půdy/ha/rok (Borrelli et al., 2017), v České Republice spočítal průměrnou ztrátu vodní erozí Panagos et al. (2015) na 2,52 t/ha/rok. Česká Republika není tedy výjimkou, vodní eroze ohrožuje zhruba polovinu plochy zemědělské půdy (Sáňka et al., 2004; Kolektiv, 2018). Ztráta půdy má podstatný dopad na biodiverzitu populací půdní fauny (Pimentel, 2006). Jelikož je půda přírodní zdroj, který je nenahraditelný, je potřeba hospodařit na ní takovým způsobem, aby její kvalita byla zachována i pro další generace.

Procesy vodní eroze na zemědělských plochách souvisí především s intenzifikací zemědělství. Významně se zintenzivnila od padesátých let 20. století, kdy vedle vlastní intenzifikace docházelo ke scelování pozemků do větších celků a likvidaci tradičních krajinných prvků. V České Republice se setkáváme s největšími půdními bloky v Evropě (Hrbek, 2014). Na vznik vodní eroze má největší vliv sklon a délka svahu, nesmíme ale opomíjet i další faktory, které mají velký vliv na vznik tohoto degradačního procesu. Jedním z těchto faktorů je pěstování erozně nebezpečných plodin na pozemcích, které jsou k vodní erozi náchylné (Pasák, 1984). Nejenom, že tyto plodiny nedokáží svým porostem mechanicky bránit vodní erozi, ale v neposlední řadě bývají na poli jen omezený počet měsíců v roce. Ve chvílích, kdy na polích nenajdeme žádný rostlinný porost, je tato půda v největším ohrožení. Je proto důležité zařazovat do osevních postupů meziplodiny, protierozní pásy a jiná agrotechnická či technická opatření (Boháč et al., 2006).

Vlivem nevhodného hospodaření dochází k mnoha negativním vlivům, jako je utužení půdy, ztráta organické hmoty a v neposlední řadě k erozi půdy různé intenzity. Eroze půdy ochuzuje svrchní část půdního profilu o její nejúrodnější část. Dále zhoršuje fyzikálně-chemické vlastnosti půd a mechanicky poškozuje rostliny. V neposlední řadě transportuje hnojiva a přípravky na ochranu rostlin, což vede ke znečištění nejen okolních pozemků, ale i vodních zdrojů.

Jak již bylo řečeno, je všeobecně známo, že zemědělské hospodaření, ať už v jakékoliv formě ovlivňuje kvalitu půdy a tím i společenstva živočichů, které se v dané lokalitě nachází. V současnosti je velmi důležité sladění produkčních a mimoprodukčních funkcí při hospodaření na zemědělské půdě. V rámci plánování udržitelných systémů hospodaření jsou důležité i informace o půdní biotě a procesech, které ji ovlivňují.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED související s řešenou problematikou

2.1 Rozdělení zemědělství dle míry intenzifikace

První část výzkumu probíhala v ekologickém a konvenčním zemědělství, proto v následujícím textu uvádím charakteristiku jednotlivých zemědělských systémů. V současnosti existuje celá řada zemědělských systémů, které více či méně ovlivňují kvalitu půdy a obsah organické hmoty na obhospodařovaných pozemcích. Jedná se o určitou míru intenzifikace, dle které můžeme dělit zemědělské systémy na několik typů.

Intenzivní (konvenční) zemědělství

Tento typ zemědělství bývá často označován jako konvenční zemědělství. Klade důraz na maximalizaci zisků, které jsou založené na vysokých výnosech (Petr, Dlouhý, 1992). Se zvýšením výnosů souvisí také zvyšování vstupů, které zemědělec musí vynaložit, aby těchto výnosů dosáhl. Dochází zde ke zvyšováním dávek průmyslových i statkových hnojiv. Dále k používání přípravků na ochranu rostlin, v podobě fungicidů, insekticidů, herbicidů či pomocných látek, jako jsou smáčedla či regulátory růstu (Diviš, 2010). Intenzivní zemědělství v honbě za nejvyššími výnosy využívá širokou škálu zemědělské mechanizace v podobě strojů či zavlažovacích systémů. V neposlední řadě je pro tento typ zemědělství důležité uspořádání zemědělských pozemků do rozsáhlých celků.

Precizní zemědělství

Princip precizního zemědělství je založen na využívání moderních technologií, sběru a vyhodnocení dat o obhospodařované půdě (Kašperová, 2018). Informace, které

jsou získávány, jsou přiřazovány k danému místu na zemědělské ploše s přesně danou geografickou polohou (Nozdrovický, 2006). Na základě těchto informací se provádí jednotlivá opatření v ten nejvíce vhodný čas, ve vhodné dávce a pomáhají zemědělcům snižovat náklady, zvyšovat výnos a v neposlední řadě mírnit dopady na životní prostředí (Adrian et al., 2005).

Integrované zemědělství

Systém integrovaného zemědělství se začal formovat již od konce 70. let minulého století (Vráblíková, 2007). Jde o jisté propojení ekologického a konvenčního systému hospodaření s cílem optimálních výnosů s vysokou kvalitou. Důraz je kladen na co nejmenší zatížení životního prostředí. Zemědělci v režimu integrovaného zemědělství se snaží využívat přirozené zdroje a přirozeně regulační mechanizmy ekosystémů. Tímto způsobem se snaží snížit náklady na hnojiva, či přípravky na ochranu rostlin. Know-how integrované produkce tedy spočívá především ve znalostech technických, biologických, chemických a ekologických procesů. Jsou zde zahrnuta i preventivní opatření, jako je střídání plodin, vhodný výběr odrůd, či respektování krajinných prvků (Tauferová, 2014). Při hnojení v tomto zemědělském režimu je kladen velký důraz na znalost zásobenosti živin v půdě a na aplikaci převážně statkových hnojiv. Přípravky na ochranu rostlin jsou v tomto typu zemědělství povolené, pokud již neexistuje jiný způsob jak zabránit škodlivým činitelům v šíření. Při opakovaných aplikacích je kladen důraz na zachování antirezistentní strategie. V neposlední řadě by každý uživatel pesticidů měl zjišťovat účinnost jednotlivých aplikací.

Ekologické zemědělství

Tento způsob zemědělského hospodaření si za hlavní cíl nedává nejvyšší výnos, ale především produkci potravin udržitelným způsobem (Šarapatka, Urban, 2006). Klade velký důraz na udržení půdní úrodnosti. Používá především statková hnojiva, nebo přípravky na ochranu rostlin, které jsou povoleny používat v režimu ekologického zemědělství. Jedná se o přípravky na bázi rostlinného výluhu. V neposlední řadě je tento způsob hospodaření zaměřen na podporu biodiverzity krajiny (Dvorský, Urban, 2014).

2.2 Degradační faktory půdy

Vznik a vývoj půdy je dlouhodobý proces, který trvá více než tisíce let. Na druhou stranu znehodnocení půdy lze provést za podstatně kratší dobu (Šantrůčková, 2018). Půda je neobnovitelným a nenahraditelným přírodním zdrojem (Holý, 1994). Často bývá označována jako nejcennější vlastnictví každého státu. Díky zvyšování počtu obyvatel bývají zvyšovány i nároky na půdu. Člověk začal zasahovat do přirozených ekosystémů a ty si začal pozměňovat k co největšímu využívání krajiny ve svůj prospěch (Šarapatka, 2014). Vlivem stále větších nároků na výnosy pěstovaných plodin, dochází ke stále větší intenzifikaci zemědělské výroby a tím pádem i k pozměňování přirozených procesů v krajině (Hylmarová, 2010). Vlivem těchto procesů dochází k tzv. degradaci půdy, která ztrácí své fyzikální, chemické, či biologické vlastnosti.

V následujícím textu uvádím nejzávažnější degradační procesy našich zemědělských půd, přičemž největší pozornost věnuji erozi půdy, které jsme se věnovali při našem výzkumu (Příloha III.).

Eroze půdy

Eroze půdy je degradační proces, při kterém dochází ke ztrátám její produkční schopnosti. Jedná se o přirozený proces, který po vzniku zemědělství značně nabyl na intenzitě (Ulčák, 2014). Například vodní erozí je v současnosti negativně ovlivněno více než 40% zemědělských půd v ČR (Vopravil et al., 2010). V rámci zemědělské praxe se můžeme setkat s celou řadou typů eroze. Od eroze vodní, či větrné. Mezi méně známé typy erozí můžeme řadit erozi způsobenou orbou, erozi sněhovou, či sklizňovou. U poslední jmenované eroze dochází ke ztrátám půdy se sklízenou plodinou. Například u cukrové řepy může tato eroze způsobovat srovnatelné ztráty půdy jako vodní eroze (Novotný a kol., 2014). V rámci našeho výzkumu jsme se zaměřili především na erozi vodní.

Při vodní erozi dochází k rozrušování půdního povrchu, transportu a sedimentaci uvolněných částic působením vody (Pokladníková et al., 2010). Dochází ke zmenšování mocnosti půdního profilu a zemědělci přicházejí o svoji nejúrodnější část půdy, tedy ornici (Vopravil, 2013). Vlivem vodní eroze dochází nejen ke snižování výnosu zemědělských plodin, ale i ke škodám v intravilánu obcí při přívalových deštích. Jemné

půdní částice zanášejí kanalizace a působí škody na infrastruktuře obcí (Holý, 1994). V neposlední řadě dochází i ke snižování průměrné ceny půdy (Němec et al., 2011). Vodní erozi můžeme dále rozdělit na erozi plošnou, rýhovou, výmolovou a proudovou, přičemž tyto typy eroze jsou od sebe velmi těžko oddělitelné (Janeček et al., 2005).

Průběh eroze je často závislý na intenzitě atmosférických srážek. Při první fázi plošné eroze dochází k dopadu vodních kapek na nekrytý povrch půdy. Tuto fázi popisuje Raga et al. (2017) jako „splash erosion“. Při nárazu se část vody může odrazit až do výšky 1,5 metru (Ryżak et al., 2015) a může „odletět“ od původního místa dopadu až do vzdálenosti pěti metrů (Erpul et al., 2009). Následně se transportované částice půdy usazují a vyplňují mezery mezi půdními agregáty. Při tomto procesu často dochází k vytvoření velmi obtížně prostupné vrstvy na povrchu půdy. Plošný odtok bývá často soustředěn do rýh a tím vzniká rýžková a rýhová eroze (Janeček et al., 2005). Rýžky mají hloubku od několika centimetrů a při postupném prohlubování přecházejí v erozní rýhy. V nejvíce erozně ohrožených lokalitách může docházet k tvorbě tzv. erozních strží či hluboké výmoly**,** u kterých jejich hloubka přesahuje hranici jednoho metru (Báčová, 2018).

Na náchylnost půdy k vodní erozi působí celá řada faktorů, od sklonitosti pozemku, vegetačním pokryvu, délce svahu a podobně. Důležité jsou i kombinace těchto jednotlivých faktorů se střídáním období sucha a častých dešťů. V posledních letech je snaha začlenit do modelů i biologický faktor (Orgiazzi, Panagos, 2018). Vodní erozi lze vyjádřit i pomocí matematického modelu. Výsledná hodnota nám udává**,** kolik půdy bylo erozní činností přemístěno z původního horizontu. Pro tyto účely se nejčastěji používá rovnice pro dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí USLE, kterou vytvořili Wischmeier a Smith (1978) a její další modifikace.

Wischmeier-Smithova rovnice: **G = RxKxLxSxCxP,** kde

G – průměrná dlouhodobá ztráty půdy (t/ha/rok),

R – faktor erozní účinnosti dešťů (N/ha),

K – faktor erodovatelnosti půdy, kterou vyjadřujeme v závislosti na textuře a

struktuře ornice, propustnosti půdního profilu a obsahu organické hmoty (t/N),

L – faktor délky svahu,

S – faktor sklonu svahu,

C – faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu,

P – faktor účinnosti protierozních opatření.

Tato rovnice byla odvozena se všemi jejími parametry v USA, pro Českou Republiku ji standardizoval Janeček (2012) ve své publikaci Ochrana zemědělské půdy před erozí. Jedná se tedy o empirickou metodu měření eroze pomocí velkého množství naměřených dat. V praxi bývají používány i metody, které nejsou zaměřeny jen na statistických číslech, ale přímo na fyzikálních vztazích a procesech. Jedná se například o modely HydroCAD, KINFIL, WEPP a další. Často se můžeme setkat i se simulačními modely vodní eroze (Pandey, 2016).

Zemědělskou půdu, která je ohrožena erozí je potřeba chránit protierozními opatřeními. Tato opatření jsou trojího typu – organizační, agrotechnická a biotechnická (Šarapatka, 2010). Základním požadavkem protierozních opatření je jejich komplexnost. Soubor těchto opatření musí být v souladu se zemědělskou výrobou, průmyslem, vodním hospodářstvím a podobně, aby bylo dosaženo co největšího efektu (Holý, 1978).

Tabulka 1: Protierozní opatření

Organizační opatření	Agrotechnická opatření	Technická a biotechnická opatření
Optimální tvar a velikost pozemku	Obdělávání po vrstevnici	Průlehy, příkopy
Pásové pěstování plodin	Bezorebné setí	Zatravňování údolnic
Vhodné umístění pěstovaných plodin	Setí do mulčované půdy	Ochranné hrázky a nádrže
Dodržování vhodného osevního sledu	Setí do ochranné plodiny	Terénní urovnávky, terasy
Ochranné zatravnění, či zalesnění	Hrázkování, důlkování	Protierozní meze
	Podrývání, plečkování	Asanace erozních strží a výmolů

Lze předpokládat, že vlivem klimatických změn bude velmi často docházet k extrémním výkyvům počasí, tedy i ke změnám v rozložení srážkových úhrnů. Pro míru vodní eroze je důležitá nejen četnost srážek, ale i jejich intenzita, která v posledních letech nabývá na síle. Vysušená půda není schopna během krátké chvíle pojmout tak velké množství vody a ta poté opouští zemědělské pozemky a zanechává na nich škody. Pro odolnost půdy proti vodní erozi je důležitá především struktura půdy, její zrnitost a obsah humusových látek (Janeček et al., 2008).

Do roku 2019 Ministerstvo zemědělství částečně řešilo problematiku vodní eroze Standardy dobrého zemědělského a environmentálního stavu. Konkrétně standardy DZES 4 (Minimální pokryv půdy) a DZES 5 (Minimální úroveň obhospodařování půdy k omezování eroze). Od 1. 1. 2019 vstoupilo v platnost nové nařízení vlády č. 48/2017 Sb., novela 126/2018. Zemědělci se v rámci LPISu (Land parcel identificated system) mohou podívat, které půdní bloky spadají do kategorií erozní ohroženosti. V podkladová vrstvě „*Eroze*“ se nacházejí záložky s daty do 31.12.2018 a od 1.1.2019. Na základě těchto map je zemědělec obeznámen s mírou eroze na svých pozemcích. Půdní bloky jsou rozděleny do třech základních kategorií na základě vypočítaného erozního smyvu.

- Půdy erozně neohrožené (NEO)
- Půdy mírně erozně ohrožené (MEO)
- Půdy silně erozně ohrožené (SEO)

Na základě tohoto zařazení půdních bloků, musí zemědělec učinit taková opatření, která jsou v souladu s novelou zákona. Omezení se týkají především výskytu souvislých ploch erozně ohrožených plodin a nových půdoochranných technologií.

Utužení půdy

Utužení, nebo také zhutnění půdy je stále více diskutovaným tématem. Z fyzikálního hlediska dochází vlivem tlaku ke stlačení jednotlivých částic půdy k sobě. Na pedokompakci má vliv celá řada faktorů. Mezi tyto faktory můžeme zařadit zrnitost půdy, půdní vlhkost, množství a kvalitu organických látek, půdní strukturu a obsah uhličitanů a v neposlední řadě nevhodné osevní postupy. Vážným problémem je pojezd

těžké mechanizace, při němž dochází k utužení vrstvy půdy (DeJong-Hughes et al., 2001). Utužená vrstva je jen těžce prostupná a zamezuje tak půdě plnit její funkce Šarapatka (2014) uvádí, že tlak vyšší než 80kPa je pro půdní prostředí škodlivý, zato tlak do 150 kPa již poškozuje i podorničí. Nadměrné utužení půdy negativně působí na půdní prostředí, zvyšuje energetickou náročnost při zpracování půdy, zamezuje správné čerpání živin rostlinami a v neposlední řadě snižuje schopnost půdy infiltrovat vodu do půdy (Badalíková et al., 2012). V rámci pole dochází k největšímu utužení půdy na jeho okraji, kde dochází k otáčení techniky. V těchto místech musíme dbát na prokypření půdy do větší hloubky (Javůrek, Vach, 2008).

Dle výhledové zprávy vydané Ministerstvem zemědělství (Novák et al., 1999), bylo utužením zasaženo v různém stupni téměř 45% půd zemědělského půdního fondu. Téměř u třetiny se jednalo o utužení genetické, které je způsobeno přirozenými vlastnosti těžkých půd (Javůrek, Vach, 2008), větší část se týkala sekundárního utužení ovlivněného zemědělským managementem.

Acidifikace a kontaminace půd

Acidifikace

Okyselování půd je proces, který ovlivňuje růst a vývoj všech organismů, které se v půdě nacházejí (Brady, Weil, 2016). Při acidifikaci půdy dochází k okyselování půdního prostředí vlivem poklesu neutralizační kapacity půdy, poklesu obsahu uhličitanů, výměnných bazických kationtů a snadno zvětratelných primárních křemičitanů (Šarapatka, 2014). Příčinnou acidifikace půd bývá zvýšení přísunu vodíkových iontů (Tuf, 2013). Acidifikace půdy může být vyvolána buď přirozenými procesy, například ilimerizací, nebo může být vyvolána vlivem člověka. Zde řadíme například kyselou atmosférickou depozici, nebo vlivem používání fyziologicky kyselých hnojiv do půdy (Šarapatka, 2013).

Kontaminace půd

Dalším závažným rizikem pro zachování funkcí půdy, které úzce souvisí s acidifikací, je půdní kontaminace. Jedná se o závažný problém posledních desetiletí a může být způsobena celou řadou organických i anorganických látek, které nejsou

součástí půdy. Zdrojem těchto cizorodých látek může být zase přirozený proces, ale i antropogenní činnost (Tlustoš et al., 2006). Přirozená kontaminace souvisí s obsahy látek v půdotvorném substrátu. Při hodnocení míry znečištění půdního prostředí pracujeme s maximálními přípustnými koncentracemi rizikových prvků. Tyto konkrétní čísla jsou většinou odvozeny pomocí extrapolačních metod a vycházejí z ekotoxikologických informací (Šarapatka, 2014). Nebezpečnost kontaminace je daná také tím, že některé polutanty zůstávají v půdě dlouhodobě a negativně působí na životní prostředí i stovky let. V mnoha případech se tyto látky neprojevují okamžitě, protože mohou být zabudovány do půdních struktur. Kontaminanty mohou negativně působit jak na jednotlivé funkce ekosystémů, tak na zdraví rostlin i živočichů (Šmejkalová a kol., 2003). Se znečištěním rizikovými prvky na území České Republiky se setkáváme spíše lokálně na místech s průmyslovou, či báňskou činností. Významným zdrojem znečištění může být ale i pěstování rostlin s nadměrným používáním především fosforečných hnojiv s určitým obsahem kadmia (Šarapatka, 2014). Dalším podstatným zdrojem znečištění mohou být například čistírenské kaly (Šimek, 2004). Mezi nejrizikovější kontaminanty půdy patří těžké kovy (Kobza, 2005). Již od roku 1992 Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský provádí monitoring těchto rizikových prvků a je studován přestup těchto prvků do zemědělských plodin. V rámci tohoto monitorování byla vytvořena síť 189 zemědělských ploch a 27 ploch v kontaminovaných územích (Poláková et al., 2017).

Organická hmota v půdě

Množství organické hmoty v půdě má velmi zásadní roli. Většinou se její zastoupení pohybuje mezi 2-3 procenty (Fecenko, Ložek, 2000) a ve srovnání s minerální složkou je toto množství malé, má však velký význam. Mezi tyto látky řadíme veškerou organickou hmotu v půdě, která se nachází v různém stupni rozkladu. Celosvětově existuje celá řada definic pro půdní organickou hmotu, jmenujme třeba definici Baldocka a Nelsona (2000), která říká, že půdní organická hmota je „suma všech přírodních látek biologického původu, které se nacházejí v půdě, nebo na půdním povrchu, jakéhokoliv původu, živých nebo odumřelých organismů v jakékoliv fázi rozkladu, s výjimkou nadzemních částí živých rostlin“.

Primárním zdrojem organické hmoty v půdě je fotosyntézou akumulovaný uhlík (Šarapatka, 2014). Půda v sobě uchovává přibližně třikrát tolik uhlíku, než najdeme v atmosféře, nebo v živých rostlinách (Schmidt et al., 2011). Důležitá je i forma uhlíku, ve které se v půdě nachází, známe uhlík volný, stabilní a aktivní. Rozděluje se tak na základě jeho rozložitelnosti a dostupnosti pro rostliny.

Primární organická hmota

Primární organickou hmotu v půdě najdeme nerozloženou, nebo v různém stupni rozkladu. Více, či méně podléhá procesu mineralizace a ovlivňuje tak důležité pochody v půdě. Zdrojů primární organické hmoty je celá řada, od rostlin, odumřelé mikroorganismy, makroedafon, posklizňové zbytky, či statková hnojiva, která jsou do půdy dodávána zemědělci (Mikula, 1998). Důležitým faktorem u těchto látek je jejich stabilita, tedy schopnost mineralizace. Půdní frakce, která je snadno mineralizována, je v dnešní době častým ukazatelem půdní kvality (Haynes, 2005).

Humus

Další složkou organické hmoty v půdě je humus. Složení humusu tvoří tři základní složky: huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy. Humus jde dále rozdělit na základě své rozložitelnosti, tedy schopnosti bránit se mikrobiálnímu rozkladu. Dělíme ho tedy na humus živný (fulvokyseliny a látky nehuminové povahy) a humus stálý tvořený huminovými látkami (Šarapatka, 2014). Humus tvoří koloidní frakci půdní organické hmoty, stejně tak jako jíl tvoří koloidní frakci půdní minerální hmoty. V půdě potom humus i jíl představují určité spojovací můstky mezi většími půdními částicemi. Podíl humusu a jílu v půdě má tedy důležitou roli při utváření půdní struktury (Brady, Weil, 2016).

2.3 Zemědělství a biodiverzita, funkce bezobratlých živočichů v agrocenózách

Biodiverzita zahrnuje rozmanitost života na všech úrovních. Když mluvíme o biodiverzitě v zemědělství, myslíme tím rozmanitost na zemědělských pozemcích, ať už rozmanitost druhovou, genetickou, či diverzitu biotopů a ekosystémů. Zachování vysoké úrovně biodiverzity je důležité z hlediska zachování přírodních procesů, které jsou pro člověka velice důležité (Šarapatka et al., 2010). Čím větší rozmanitost daného prostředí budeme udržovat, tím můžeme předpokládat zvýšení ekologické stability (Altieri, 1999). Když mluvíme o diverzitě v rámci zemědělství, myslíme tím agrodiverzitu. Hlavním rysem této rozmanitosti je to, že je z velké části neustále udržována člověkem (Šarapatka, Hejcman, 2004).

Edafon jako celek má celou řadu velmi významných funkcí v půdě (Tao et al., 2016). Do půdní fauny spadají všechny volně žijící organismy, kterou jsou aspoň po určitou část svého života vázáni na půdu (Tuf, 2012). Do skupiny edafických organizmů řadíme půdní bakterie, aktinomycety, houby, jednobuněčné organizmy až po větší ekosystémové inženýry, jako jsou žížaly, či mravenci (Lavelle et al., 2006). Všechny tyto organismy tvoří tzv. živou složku půdy (Tajovský, 2008). Živočichy žijící v půdě jde třídit do skupin podle různých biologických a ekologických aspektů (Šarapatka et al., 2010). Mezi nejpoužívanější klasifikační dělení je podle velikosti živočichů a místa výskytu (Tuf, 2013). Půdní organismy jsou nepostradatelné při rozkladu mrtvé organické hmoty, při biologické fixaci dusíku, při koloběhu látek apod. (Jones, 2009).

V naší práci jsme se zaměřili především na epigeické bezobratlé živočichy, tedy na společenstva trávící převážnou část svého života na povrchu půdy. Typickým rysem obdělávané plochy zemědělci, je pravidelné zpracování půdy a tím navrácení systému na nižší stupeň sukcese. V rámci zemědělských zásahů bývá nejvíce ovlivněno svrchních 15-25 cm půdy (Altieri, 1999). Tyto zásahy mají významný vliv na společenstva půdních živočichů.

2.2.1 Brouci (Coleoptera)

Je odhadováno, že území České Republiky obývá téměř 41000 druhů živočichů, z tohoto množství 99% připadá na bezobratlé (Stluka, 2013). Brouci tvoří nejpočetnější

a nejvýznamnější skupinu půdních bezobratlých žijících v agroekosystémech (Boháč, 1999). Působí na ně celá řada faktorů a jsou také ovlivněni okolní krajinou (Dauber et al., 2010).

Střevlíkovití

V rámci našeho výzkumu jsme se zaměřili na nejpočetnější čeleď brouků, a to na střevlíkovité (*Carabidae*). Celosvětově je známo více než 35 000 druhů těchto jedinečných živočichů (Hůrka, 1996), z toho 518 druhů se vyskytuje na území České republiky, včetně vyhynulých druhů (Farkač et al., 2005).

Střevlíkovití jedinci velmi citlivě reagují na kvalitativní změny v prostředí (Kromp, 1999). Bývají hojně využíváni při studiu ekosystémů jako modelová skupina právě díky své početnosti, tak i pro svou širokou ekologickou valenci (Kotze et al., 2011). K bioindikaci kvality prostředí se střevlíkovití jedinci používají již od 50. let minulého století (Farkač et al., 2006).

Střevlíkovití patří do podřádu masožraví (*Adephaga*), do řádu brouci (*Coleoptera*). Jejich velikost se pohybuje od 2 milimetrů do zhruba 10 centimetrů, ovšem středoevropské druhy se pohybují v rozmezí 1,6 až 4 centimetry (Hůrka, 2005). Zbarvení těchto jedinců je značně variabilní, nejčastěji mívají tmavé barvy, ale můžeme se setkat i s kovovými odstíny mosazi, či mědi. Výjimkou není i zcela žluté zbarvení. Hlava střevlíků je krátká, protáhlá a směřuje dopředu (Zahradník, 2008). Většina zástupců této čeledi jsou noční draví brouci s ústním ústrojím kousacího typu, které slouží k uchycování kořisti i zpracování potravy (Hůrka, 1996). Kusadla mívají střevlíci často mohutná, na vnitřní straně hladká, nebo zubatá (Zpěvák, Kunst, 1978). Stavba těla střevlíkovitých je primárně uzpůsobena jejich stylu života. Většina druhů této čeledi se živí dravě, jako predátoři bezobratlých, můžeme se ale setkat i s nekrofágně živícím se střevlíkem (Lovei, Sunderland, 1996). Jen malá část střevlíků pak dává přednost rostlinné potravě (např. zástupci rodu *Amara, Zabrus, Ophonus*). Střevlíci bývají často v zemědělských systémech vnímání pozitivně, jako přirozená ochrana proti živočišným škůdcům (Holland a Luff, 2000). Určitou ochranu nalezneme i u střevlíků živících se rostlinnou potravou, především plevelnatými druhy (Honěk, Jarošík, 2000). Povrch těla

je poměrně silně sklerotizován a tím chrání jedince před mechanickým poškozením. Jejich běhavé nohy jim zabezpečují rychlý pohyb a život dravce. Jen málokdy se setkáváme s létavými druhy střevlíků, mnozí z nich mají totiž zkrácená křídla (brachypterní). U některých druhů nejsou křídla vyvinuta vůbec – druhy apterní (Gabriš, 2012). Neschopnost letu může do velké míry zapříčiňovat jejich velkou druhovou rozmanitost. Dle Trautnera a Geigenmüllera (1987), jsou jednotlivé populace střevlíkovitých tak dlouho izolovány, že se po dostatečně dlouhé době mohou v některých znacích lišit. Dle denní aktivity této skupinu živočichů lze usoudit, že se jedná především o noční dravce. Setkáme se ale i s druhy, které jsou aktivní po celý den, nebo například přímo vyžadují sluneční oslunění – zástupci rodu *Cicindela* (Gabriš, 2012).

Tato skupina živočichů je velmi rozmanitá, co se týče nároků na životní prostředí. Nalezneme mezi nimi druhy stenotopní, tedy druhy obývající malou plochu, většinou speciálních stanovišť. Tyto ekosystémy bývají většinou přirozené, nebo jen v malé míře ovlivněné člověkem. Dále se můžeme setkat s druhy adaptabilními, které mají vysokou schopnost se přizpůsobit danému prostředí. V neposlední řadě se setkáváme s druhy eurytopními, bez zvláštních nároků na prostředí. Tyto typy střevlíkovitých mohou obývat i často nestabilní typy ekosystémů, často do značné míry ovlivňované lidskou činností (Hůrka, 1996). Některé druhy (reliktní, adaptabilní) mají schopnost citlivě reagovat na změny vlivem antropogenních činností (Kromp, 1999). Střevlíky tedy nalezneme na nejrůznějších typech stanovišť, od mořského pobřeží, až po vysoké hory, od suchých stanovišť, až po ty dlouhodobě zamokřená. Většina druhů je epigeická, tedy žije na povrchu půdy, nejčastěji v hrabance, či pod kameny. Některé druhy můžeme nalézt i na stromech, pod kůrou, či v trouchnivějícím dřevě (Hůrka et al., 1996).

2.2.1.1 Charakteristika vybraných jedinců z čeledi střevlíkovití

Pseudoophonus rufipes – kvapník plstnatý (De Geer, 1774)

Kvapník plstnatý je na území České republiky hojně vyskytujícím se druhem. Má černé zbarvení se žlutavě ochlupenými krovkami (Zahradník, 2008). Jeho velikost se pohybuje od 1,2 do 1,6 centimetrů. Můžeme se s ním setkat v celé řadě biotopů, od

polí, luk, ale i na ruderálních stanovištích, či na okrajích lesů (Hůrka, 2005). Patří mezi všežravé druhy.

Pterostichus melanarius – střevlíček obecný *(Illiger, 1798)*

Hojný obyvatel polí a luk (Allema et al., 2014), ale můžeme se s ním setkat i v jeskyních, či terénních propadech (Mlejnek et al., 2015), často se vyskytuje i v lesních porostech. Velikost se pohybuje od 1,4 do 2 centimetrů. Na polích je častým predátorem žížal, či larev dvoukřídlého hmyzu (Symondson et al., 2006).

Dolichus Halensis – střevlíček *(Schaller, 1783)*

Svou velikostí se řadí mezi větší jedince této čeledi. Dorůstá se délky od 1,2 do 1,9 centimetrů. Jeho zbarvení je černé s charakteristickou červenohnědou skvrnou (Hůrka, 2005). Mezi jeho teritoria patří pole, louky a nivy řek (Pavlík, 2006).

Poecilus cupreus – střevlíček měděný *(Linné, 1758)*

Tento druh střevlíka se dorůstá délky až 1,4 centimetrů. Jedná se o druh s denní aktivitou, se kterým se můžeme hojně setkat od nížin až po hory. Je častým návštěvníkem polí, luk a ruderálních stanovišť (Hůrka, 2005).

Anchomenus dorsalis – střevlíček ošlejchový (*Pontoppidan*, 1763)

Jedná se o druh, který stejně jako jiní střevlíci, dokáže při obranných manévrech vylučovat obranný sekret (Bonacci et al., 2011).

Brachinus crepitans – prskavec větší *(Linné, 1758)*

Velmi zajímavým druhem je prskavec větší, který dosahuje velikostí v rozmezí 0,6 až 1,4 centimetru. Je typický vylučováním ochranného sekretu, které je doprovázeno

zvukovým efektem (Šefrová, 2006). V přírodě se s ním setkáme na polích, či stepních stanovištích (Pulpán, Stanovský, 2006).

2.2.2 Pavouci (Araneae)

Pavouci tvoří významnou skupinu bezobratlých predátorů, které můžeme nalézt ve velmi rozmanitých biotopech. Topping a Sunderland (1994) odhadují populační hustotu pavouků na evropských obilných polích na 2–600/m^{-2}. U evropských jednoletých plodin je tato hodnota 92 jedinců pavouků na m^2 (Nyffeler, Sunderland, 2003). Jejich vazba k určitému stanovišti bývá také hojně využívána pro biologické studie. Celosvětově bylo popsáno více než 40 000 druhů pavouků (Platnick, 2014). Na území České republiky je známo 866 druhů pavouků (Růžička, Buchar, 2008). Většina těchto druhů je epigeických. V agrocenózách zastávají úlohu významných regulátorů škůdců, kteří jako celek mohou snížit škodu na úrodě (Symondson et al., 2002). Většina pavouků, včetně těch, se kterými jsme se setkali během našeho výzkumu, není potravně specializovaná, jsou tedy schopni lovit širokou škálu kořistí (Řezáč et al., 2010). Jejich početnost na daném místě není závislá na populační dynamice škůdce. Setrvávají na místě i za jeho nepřítomnosti a při jeho případném přemnožení jsou připravení zakročit. Při jarních výskytech škůdců je tento „vyrovnávací efekt“ mezi zemědělci oceňován (Clarke, Grant, 1968).

2.2.2.1 Charakteristika vybraných druhů pavouků (Araneae)

Pardosa agrestis – slíďák rolní (*Westring, 1861*)

Široce rozšířený palearktický druh (Nentwig et al, 2016). Jeho velikost se pohybuje od 4,5mm – 9mm. Samice bývají většího vzrůstu. Ceněný predátor škůdců v zemědělských plodinách. Jeho výskyt je od nížin do středních poloh na polích a dalších antropicky pozměněných biotopech (Buchar, Růžička, 2002).

Oedothorax apicatus – pavučinka rolní (Blackwall,1850)

Hojný druh otevřených osluněných biotopů. Často v lokalitách v počátečním stádiu sukcese, i na antropických, či disturbovaných stanovištích - staví drobné sítě v depresích půdy (Lemke, Poehling, 2002).

Robertus arundineti – snovačka polní (O. Pickard-Cambridge, 1871)

Samice dosahují 2,25 až 2,5 mm, samci 2,0 až 2,25 mm (Roberts, 1995). Žije v blízkosti země ve vlhkých lesních okrajích a v rašeliništích. Hojný druh polí.

Trochosa ruricola – slíďák drápkatý (De Geer, 1758)

Velmi hojný palearktický druh, který vyhledává spíše vlhké podmínky (Platen, Broen 2005). Najdeme ho v teplých lokalitách, často pod kameny (Roberts, 1996).

Xysticus kochi – běžník kochův (Thorell, 1872)

Xysticus kochi je typickým obyvatelem sušších otevřených stanovišť, jako jsou pole, pastviny, louky a stepi (Kůrka et al., 2015).

3. HYPOTÉZY CÍL PRÁCE

Hypotézy:

Organický systém obhospodařování snižuje negativní vliv zemědělské činnosti na diverzitu bezobratlých na produkčních plochách.

Návnadové pasti jsou podobně účinné, jako odběr půdních vzorků při odchytu půdních druhů mnohonožek a stonožek.

Vodní eroze má vliv na druhové složení a abundanci půdních bezobratlých v podobě jejich pasivního transportu.

Cíle práce:

Prvním cílem této práce bylo posoudit, do jaké míry jsou společenstva půdních bezobratlých ovlivňována managementovými opatřeními ve dvou odlišných zemědělských systémech, a to v konvenčním a ekologickém zemědělství. Našim cílem je zjistit, jestli má způsob obhospodařování signifikantní vliv na druhové složení a početnost na vybraná společenstva makroedafonu. V další části své práce jsem se zaměřil na posouzení účinnosti návnadových pastí, které jsou používány při odchytu půdních bezobratlých živočichů. Velmi důležitou část dizertační práce tvoří posouzení vlivu erozní činnosti na společenstva epigeických střevlíků a pavouků na zemědělských plochách s výraznými erozními procesy, které byly oseté kukuřicí.

Dílčí cíle:

- Posouzení vlivu ekologického a konvenčního zemědělského hospodaření na společenstva bezobratlých (Příloha I.)
- Porovnání efektivnosti různých typů pastí (návnadové pasti, padací pasti, půdní vzorky) na odchyt bezobratlých živočichů a nalézt optimální délku expozice návnadových pastí (Příloha II.)
- Ohodnocení vlivu vodní eroze a pozice ve svahu na společenstva epigeických živočichů na černozemních lokalitách jižní Moravy za pomoci padacích pastí (Příloha III.)

4. MATERIÁL A METODIKA

4.1 Popis studovaných lokalit pro výzkum vlivu systému hospodaření na epigeickou faunu

Studovaná plocha pro výzkum vlivu systému hospodaření byla umístěna na pozemcích Výzkumného ústavu živočišné výroby v Praze Uhříněvsi, obhospodařovaných Českou zemědělskou univerzitou v Praze. Studované plochy byly obhospodařované dvojím zemědělským systémem, a to ekologickým i konvenčním. Konvenční varianta zahrnovala chemický vstup (Tab. 2). V obou plodinách byl aplikován snadno rozpustný dusík v minerálním hnojivu ve 2–3 dávkách v množství 120–160 kg ha-1 N. Jedná de o nejdéle provozovaný srovnávací pokus v ČR, a to v době řešení po dobu sedmnácti let. Pro účely našeho výzkumu byly vybrány plochy s porostem pšenice ozimé a ozimé řepky. Celkově 4 studované plochy byly od sebe vzdáleny minimálně 20 metrů, aby nedošlo k ovlivnění sousedního pole. Co se týče půdní a klimatické situace, tak se jednotlivé plochy od sebe nelišily v žádném parametru a detaily jsou popsané v článku (Příloha I.).

Tabulka 2: Míra mechanických a chemických vstupů a jejich četnost během jednotlivých let, v ekologicky a konvenčně obhospodařovaných plodinách

	Ekologické zemědělství				Konvenční zemědělství			
Studovaný rok	1st	2nd	3rd	4th	1st	2nd	3rd	4th
				Ozimá řepka				
Okopávání	2×	2×	2×	-	-	-	-	-
Herbicidy	-	-	-	-	2×	3×	2×	-
Insekticidy	-	-	-	-	2×	1×	1×	
Výnos (t ha^{-1})	2.83	3.39	3.01	-	5.49	5.03	5.54	-
				Ozimá pšenice				
Vláčení	3×	3×	3×	4×	-	-	-	-
Herbicidy	-	-	-	-	2×	1×	1×	2×
Insekticidy	-	-	-	-	2×	2×	2×	2×
Fungicidy	-	-	-	-	2×	2×	2×	2×
Výnos (t ha^{-1})	5.46	7.40	6.70	6.20	7.30	8.26	8.23	6.96

4.2 Popis studovaných lokalit pro využití návnadových pastí

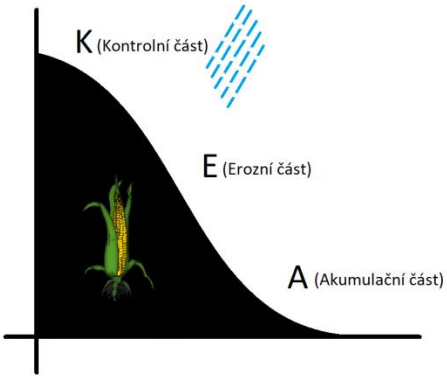
Výzkum byl proveden na třech lokalitách v České republice od května do června roku 2013. První lokalita bylo pole vojtěšky situované na kraji města Olomouce. Studované pole mělo cca 250 m^2 a bylo obklopeno jinými poli s vegetací obilovin a železniční tratí. Druhou lokalitou byla louka o rozloze cca 500 m^2. Nacházela se 6 km severovýchodně od Mladé Boleslavi. Tato louka byla obklopena poli a zahradami se smíšenou vegetací. Třetí studované místo byl smíšený les 6 km jihozápadně od města Kroměříž. Tento les byl klasifikován jako Fageto-Quercetum illimerosum trophicum, kde dominantními stromy byly duby a habry. Povrch půdy byl u této lokality tvořen převážně hrabankou a listy okolních stromů v různém stupni rozkladu. Popis lokalit a výzkumu je popsán v příloze II.

4.3 Popis studovaných lokalit v erozních oblastech Jižní Moravy

Výzkum byl prováděn na černozemních půdách jižní Moravy v letech 2012-2016. Během těchto pěti let bylo vybráno celkem 18 pokusných lokalit na základě jejich svažitosti a plodiny, která se na daném místě pěstovala. Pokusné lokality se nacházely v katastrálních územích Horní Bojanovice, Krumvíř, Ostrožská Nová Ves, Ostrožská Lhota, Syrovín, Vracov, Velké Bílovice, Čejkovice a Hovorany. Geologické podloží studovaného území je tvořeno kvartérními pokryvy písčito-hlinitých sedimentů a sprašových hlín. Co se týče orniční vrstvy, tak ta je hluboká až středně hluboká, mírně humózní. Mezi hlavními půdními jednotkami můžeme jmenovat černozem modální (HPJ 01), či erozní formy černozemě modální (HPJ 08). Vlivem negativních vlivů vodní eroze na tyto černozemní půdy se stále častěji setkáváme i s erodovanými formami, a to s regozeměmi (HPJ 22).

Pro účely našeho výzkumu jsme se zaměřili na širokořádkové plodiny, zejména kukuřici. Jednotlivé výzkumné plochy byly vždy rozděleny do tří základních linií (erozní, akumulační a kontrolní) a na každé linii bylo umístěno 5 padacích pastí (Obr. 1) Celkový počet studovaných ploch pak byl 54. Tyto pasti byly instalovány s 10ti metrovými rozestupy. Linie byly umístěny na základě svažitosti terénu. První linie (K) byla nazvána jako kontrolní a nacházela se na vrcholu svahu, kde při srážkách začínala vodní eroze. Linii (E) označujeme jako erozní. Na této části svahu probíhala výrazná

eroze a docházelo zde k velkému přesunu půdního matriálu. Dá se říct, že zde byla nejmenší rostlinná pokryvnost, tedy i zastínění půdního povrchu. Třetí linie (A), tedy akumulační část svahu se nacházela na úpatí. Byly zde nashromážděny materiály, které byly mobilizovány během erozních činností.



Obrázek 1: Jednotlivé linie svahu, na kterých byly instalovány padací pasti na půdní bezobratlé

4.4 Sběr půdních bezobratlých

Padací pasti

Design padací pasti je navržen tak, aby nedocházelo k jeho mechanickému poškození. Past je tvořena zavařovací sklenicí, ve které se nachází plastová nádoba naplněná 4% roztokem formaldehydu. Obě tyto nádoby bývají zakopány pod povrch země a zarovnány svými okraji s půdním povrchem. Celá tato past bývá kryta plechovou stříškou. Tato stříška zabezpečuje nádoby proti častému vysychání při vysokých teplotách. Dále nedochází k plnění pasti dešťovými srážkami a tak k ředění formaldehydové směsi. V neposlední řadě je past chráněna proti zvěři. Sběr půdních bezobratlých za pomocí návnadových pastí je standartní metoda k získání informací o struktuře společenstev a jejich početnosti (Ivask et al., 2019, Jung et al., 2019).

Odchyt epigeických živočichů na lokalitách jižní Moravy probíhal přes vegetační sezónu od června do konce září vždy v dvoutýdenních intervalech. Během jednotlivých odběrů živočišného materiálu byla doplněna kapalina do padacích pastí

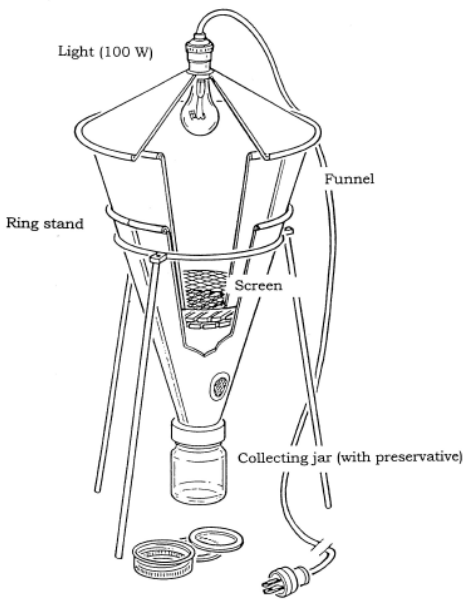
(Příloha III.) Tento typ pastí byl používán i při výzkumu epigeonu ve výzkumu vlivu systému hospodaření i erozních procesů na biotu (Příloha I.)

Návnadové pasti

Tento typ odchytu půdních bezobratlých nám zajišťuje potřebné informace o populacích půdních živočichů, které žijí těsně pod povrchem půdy. Původní účel těchto pastí byl pro odchyt bezobratlých živočichů v jeskyních (Barber. 1931). Pro účely našich pokusů byla past tvořena z jemného pletiva (průměr ok 1 cm), ze kterého byla vymodelovaná kapsa naplněná vlhkým senem. Tento typ pasti bývá umísťován přibližně 15cm pod zemský povrch. Návnadové kapsy po vyjmutí z půdy bývají vloženy do Tullgrenových extraktorů. Tento typ sledování byl uplatňován ve výzkumu publikovaném v příloze II.

Tullgrenový extraktor

Tato nádoba je složena ze tří částí (Obr. 2). Spodní část tvoří miska s roztokem formaldehydu o koncentraci 4%. Nad touto miskou je instalována nádoba s půdním vzorkem, či návnadovou pastí, která má dno tvořené z pletiva. Toto pletivo umožňuje živočichům propadnout do nádoby s formaldehydem. Třetí část je tvořena vrchním víkem s žárovkou, která svítí po celou dobu uložení vzorku v Tullgrenově nádobě. Vzorek je tímto způsoben zahříván, půdní bezobratlí vylézají z hlíny, propadají do formaldehydu, odkud jsou roztřiďováni do jednotlivých skupin. Do Tullgrenového extraktoru lze vložit jak půdní vzorky, tak návnadové pasti, které jsou popsány výše.



Obrázek 2: Design Tullgrenového kontejneru, ve kterém dochází k zahřívání vzorků

4.5 Analýza dat

Výskyt a aktivita půdních bezobratlých na půdních blocích obhospodařovaných různým typem zemědělského hospodaření byly porovnány pomocí testu $\chi 2$, porovnávající rozdíl mezi oběma poměry.

Pro výzkum doby expozice jednotlivých typů pastí pro odchyt půdních bezobratlých byl použit generalizovaný lineární smíšený model (glmmPQL, part of R package MASS), s negativní binomickou chybou distribuce (Bates et al., 2014).

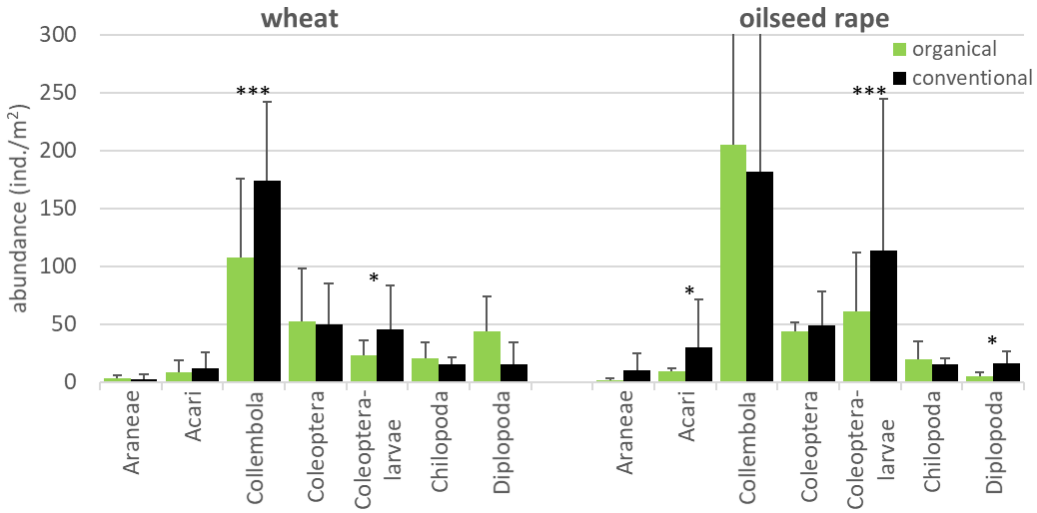
Kvantitativní údaje o aktivitě a hustotě osídlení jednotlivých linií erozních svahů byly hodnoceny programem Canoco 5.0 pro Windows, který umožňuje analýzu vícerozměrných dat (Lepš, Šmilauer, 2000). Pro vyhodnocení jednotlivých parametrů byla vybrána kanonická korespondeční analýza CCA (*Corespondence canonical analysis*), kde jsou vysvětlující proměnné vyznačeny jako linie.

5. VÝSLEDKY A DISKUZE

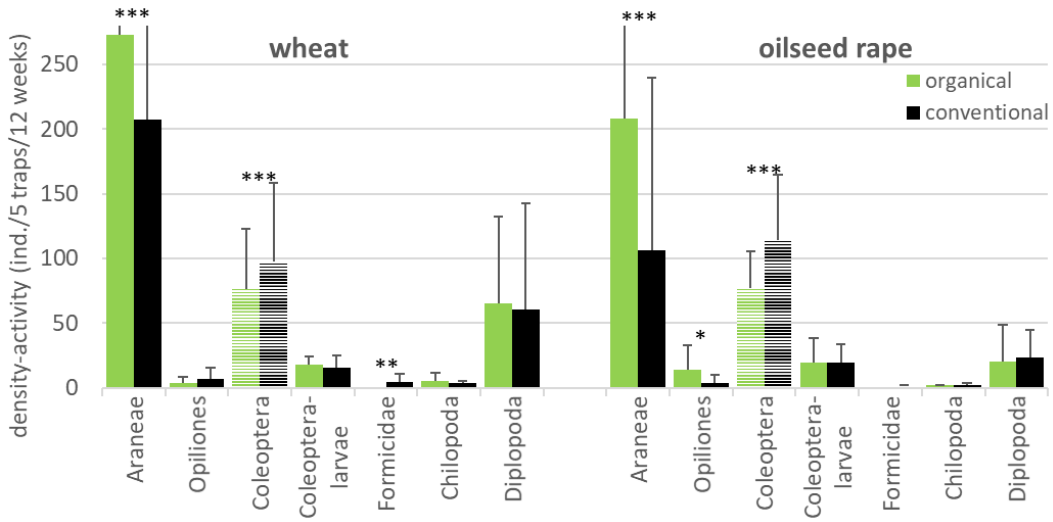
5.1 Výsledky porovnání dvou zemědělských systémů na společenstva půdní bezobratlých

Při hodnocení získaných výsledků jsme se zaměřili na vybrané skupiny půdní fauny v obou zemědělských systémech, tedy v ekologickém i konvenčním. Na grafech č. 3 a 4 jsou shrnuty údaje o početnosti a hustotě aktivity jednotlivých skupin.

Celková hustota aktivity a početnost byla podstatně vyšší na místech s konvenčním obhospodařováním u obou pšenic ($p \leq 0{,}001$ a $p \leq 0{,}05$). Na úrovni druhů jsme se zaměřili na skupinu brouků a pavouků, protože se jedná o nejaktivnější skupiny půdní fauny v a obou typech plodin. Zatímco brouci jsou aktivnější spíše v konvenční variantě, pavouci preferují místa s organickým typem hospodaření. Na druhou stranu je zřejmé, že plochy obhospodařované konvenčním typem zemědělství jsou více osídlované živočichy žijícími v půdě.

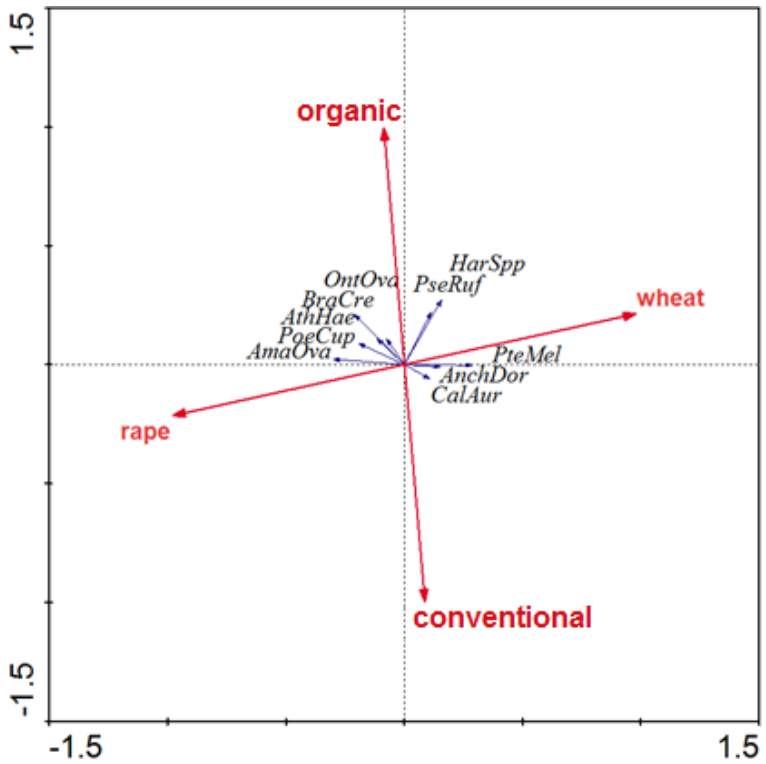


Obrázek 3: Počty jedinců v obou zemědělských systémech v porostech ozimé pšenice a řepky



Obrázek 4: Hustota aktivity jednotlivých skupin živočichů půdní fauny. Počet střevlíkovitých jedinců byl pro přehlednost 10x snížen a je vyznačen šrafováním

Při hodnocení výsledků jednotlivých druhů střevlíkovitých brouků pomocí PCA analýzy, vyšlo najevo, že typ plodiny hraje daleko větší roli z hlediska druhového zastoupení, než samotný zemědělský systém (Obr. 5).

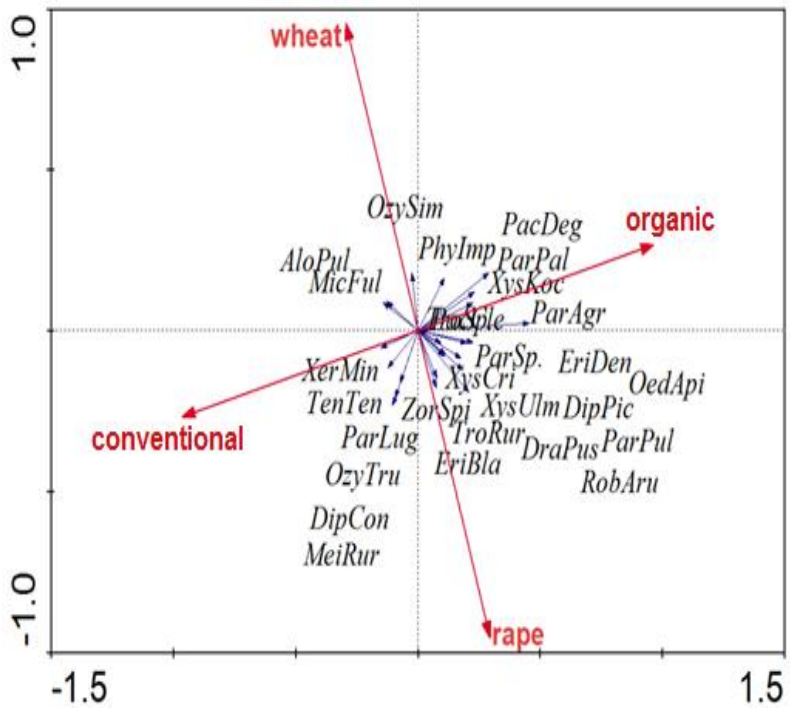


Obrázek 5.: Analýza základních komponent (PCA) střevlíkovitých brouků chycených v jednotlivých plodinách a zemědělských systémech. Zkratky: AmaOva: *Amara ovata*,

AnchDor: *Anchomenus dorsalis*, AthHae: *Athous haemorrhoidalis*, BraCre: *Brachinus crepitans*, CalAur: *Calosoma auropunctatum*, HarSpp: *Harpalus* spp., OntOva: *Onthophagus ovatus*, PoeCup: *Poecilus cupreus*, PseRuf: *Pseudofonus rufipes*, PteMel: *Pterostichus melanarius.*

Dominantní druh *Pterostichus melanarius* (PteMel) preferuje běžně obhospodařované plochy obou plodin ($p \leq 0{,}001$). Podobně se chová i druh *Anchomenus dorsalis* (AnchDor) a *Poecilus cupreus* (PoeCup) v porostech řepky olejky ($p \leq 0{,}001$). Na druhou stranu druh *Brachinus crepitans* (BraCre) převládá na ekologicky řízených plochách řepky ($p \leq 0{,}001$). U porostů ozimé pšenice je patrné, že *Poecilus cupreus*, společně s *Pseudoophnus rufipes* (PseRuf) a *Amara Ovata* (AmaOva) upřednostňují pozemky řízené ekologickou formou zemědělství ($p \leq 0{,}001$, $p \leq 0{,}01$ a $p \leq 0{,}05$). Ostatní druhy nevykazují žádný významný rozdíl v preferenci zemědělského systému, či plodiny.

Další skupinou, která byla dále určována do druhů byli pavouci. Na základě provedené PCA analýzy je patrné, že na tuto skupinu živočichů má vliv nejen plodina, ale i zvolený zemědělský systém (Obr. 6).



Obrázek 6: Analýza hlavních komponent (PCA) druhů pavouků. Zkratky: AloPul: *Alopecosa pulverulenta*, DipPic: *Diplocephalus picinus*, DipCon: *Diplostyla concolor*, DraPus: *Drassyllus pusillus*, EriBla: *Erigone atra*, EriDen: *Erigone dentipalpis*, MeiRur: *Meioneta rurestris*, MicFul: *Micaria fulgens*, OedApi: *Oedothorax apicatus*, OzySim: *Ozyptila simplex*, OzyTru: *Ozyptila trux*, PacCle: *Pachygnatha clercki*, PacDeg: *Pachygnatha degeneri*, ParAgr: *Pardosa agrestis*, ParLug: *Pardosa lugubris*, ParPal: *Pardosa palustris*, ParPul: *Pardosa pullata*, ParSp.:*Pardosa* sp., PhyImp: *Phylloneta impressa*, RobAru: *Robertus arundineti*, TenTen: *Tenuiphantes tenuis*, TroRur: *Trochosa ruricola*, TroSp.: *Trochosa* sp., XerMin: *Xerolycosa miniata*, XysCri: *Xysticus cristatus*, XysKoc: *Xysticus kochi*, XysUlm: *Xysticus ulmi*, ZorSpi: *Zora spinimana.*

Nejaktivnějším druhem ze skupiny pavouků je *Oedothorax apicatus*, který je nejpočetnějším druhem na lokalitách s ekologickým hospodařením na řepce olejce ($p \leq 0{,}001$). Stejný trend v preferenci lokalit s ekologickým hospodařením na obou plodinách má *Pachygnatha degeeri* a *Pardosa agrestis* ($p \leq 0{,}001$, P. degeeri na lokalitách s řepkou $p \leq 0{,}05$). Stejnou preferenci vykazuje také druh *Drassyllus pusillus* v porostech pšenice a *Erigone atra* v porostech řepky (obě $p \leq 0{,}001$). Dalším druhem s významnou preferencí pro konvenční řízené lokality je *Pardosa pullata* v porostech řepky olejky ($p \leq 0{,}05$). Ostatní druhy nevykazují žádný významný rozdíl v preferenci jak plodiny, tak zemědělského systému.

Posoudit vliv ekologického a konvenčního zemědělství na biologickou diverzitu není snadné, protože oba tyto systémy se v některých postupech shodují (Thorbek, Bilde, 2004). Populace střevlíků byly v průběhu čtyřletého výzkumu negativně ovlivněny vlivem agrotechnických zásahů na lokalitách s ekologickým typem hospodaření. Mechanické narušování povrchu půdy jsou v organickém typu zemědělství častější, díky absenci půdních herbicidů. Tyto mechanické zásahy ovšem nemusí být významným problémem pro společenstva pavouků, kteří přes zimní období staví své úkryty na okrajích polí, či v travnatých porostech a remízcích.

Jednotlivé skupiny živočichů, v našem případě fauna žijící v půdě, reagují odlišně na dlouhodobé dopady ekologického zemědělství. Vynechání některých konvenčních metod, jako jsou chemické vstupy, může mít za následek vyšší kvalitu

sklizených produktů. Na druhou stranu je ale potřeba tyto vynechané vstupy nahradit mechanickými zásahy, které mohou negativně působit na faunu žijící v půdě. Při zvažování jednotlivých intervencí je třeba vzít v úvahu celý ekologický i biologický kontext (Příloha I.).

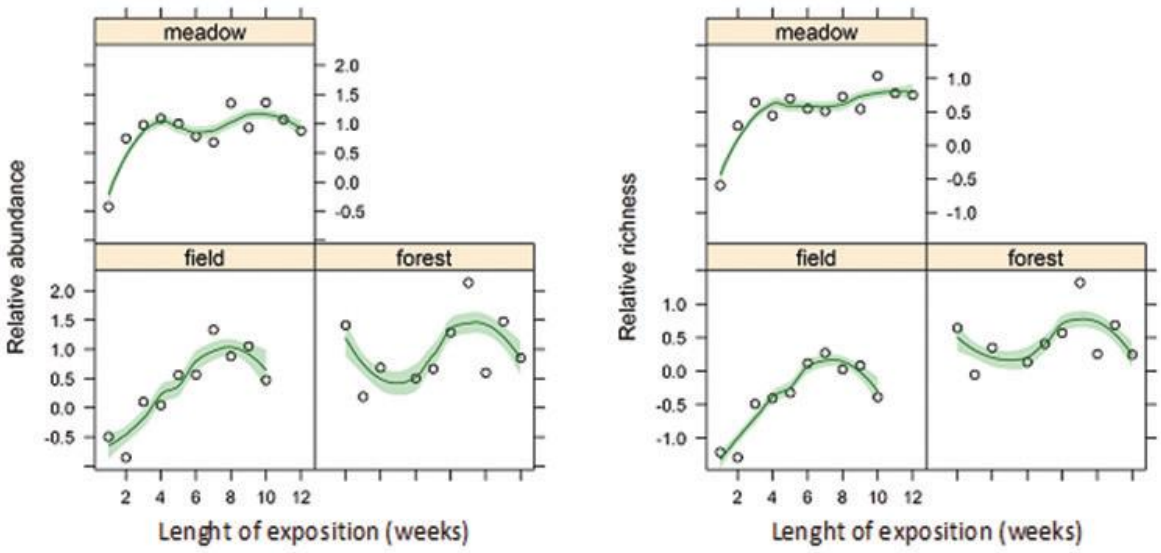
5.2 Výsledky odchytu mnohonožek a stonožek za pomocí návnadových pastí

Během výzkumu, bylo na studovaných plochách odchyceno celkem 541 mnohonožek a 435 stonožek, které byly dále určovány do druhů. Mnohonožky byly rozděleny do 17 druhů a stonožky do 13 druhů, jak je uvedeno v tabulce 3. Dle počtu odchycených jedinců lze za nejbohatší lokalitu označit les a za nejméně navštěvovanou plochu pole. Stejný trend jako početnost vykazoval i počet druhů, kdy v lese bylo nalezeno 21 druhů a na poli 6 druhů.

Metody odchytu na jednotlivých lokalitách byly hodnoceny na základě jejich efektivnosti. Lze konstatovat, že nejmenší množství odchycených jedinců jsme zaznamenali u půdních vzorků. Na druhou stranu padací a návnadové pasti se ukázaly být v efektivně odchycených jedinců velmi podobné. Počty jednotlivých odchycených druhů můžeme vidět v tabulce 3.

Studovaná společenstva stonožek a mnohonožek můžeme spatřit jak na povrchu půdy, tak v půdním profilu, do hloubky asi jednoho metru (Ilie, 2003). Proto je obtížné vzorkovat celou komunitu. Jedním z cílů naší práce bylo srovnání použitelnosti návnadových pastí namísto půdních vzorků. Během studovaného období byly zaznamenány tři druhy odchycené v půdních vzorcích a chybějících v návnadových pastech. Jednalo se o druh mnohonožky *Brachydesmus superus*, a stonožky *Geophilus electricus* a *Geophilus truncorum*. Mnohonožka *B. superus* je hojným obyvatelem padacích pastí v městských oblastech (Lee, 2006), proto je možná jeho absence v padacích pastech na louce, díky jejímu nízkému výskytu. Oba druhy stonožek (*G. electricus, G. truncorum*) jsou známé jako dravci žížal (Sergeeva et al., 1985), proto je možné, že pro ně návnadová past se senem nebyla dostatečně atraktivní. Ostatní stonožky (*C. flavidus, S. nemorensis, S. acuminata, G. flavus*) jsou běžné druhy žijící při povrchu půdy a jejich přítomnost v návnadových pastech není překvapující. Rozdíl

mezi druhovým spektrem odchycených do návnadových pastí a padacích pastí tvoří signifikantní rozdíl, nicméně návnadové pasti mohou, dle našich výsledků, nahradit půdní vzorky.



Obrázek 7: Populační změny stonožek a mnohonožek uvnitř návnadových pastí, instalovaných ve třech biotopech po dobu 12 týdnů

Vyhodnocení délky kolonizace půdních návnadových pastí vystlaných senem ukázalo (Obr. 7), že nejvhodnější doba expozice této pasti v půdě je 7 týdnů na poli a 9-10 týdnů na loukách a plochách s lesními porosty. Delší expozice návnadových pastí v půdě vede ke snížení početnosti druhů i abundanci stonožek i mnohonožek. Generalizované lineární smíšené modely ukazují, že změna v početnosti během doby expozice byla významně ovlivněna druhou mocninou času (LRT = 6,43, p = 0,040, AIC = 667,83). Analogický model diverzity potvrzuje signifikantní změny v průběhu času (LRT = (LRT = 5,81, p = 0,042, AIC = 543,38).

Tabulka 3: Stonožky a mnohonožky získané z různých typů pastí ve třech biotopech

	Padací pasti			Návnadové pasti			Půdní vzorky			Padací pasti celkem	Návnadové pasti celkem	Půdní vzorky celkem
	Pole	**Louka**	**Les**	**Pole**	**Louka**	**Les**	**Pole**	**Louka**	**Les**			
Glomeris connexa (C.L. Koch, 1847)	–	9	1	–	–	1	–	–	–	10	1	0
Blaniulus guttulatus (Fabricius, 1798)	–	2	–	–	31	1	–	2	–	2	32	2
Brachyiulus bagnalli (Curtis, 1845)	2	–	–	5	–	–	–	–	–	2	5	0
Cylindroiulus boleti (C.L. Koch, 1847)	–	–	3	–	–	–	–	–	–	3	0	0
Cylindroiulus caeruleocinctus (Wood, 1864)	1	–	–	–	–	–	–	–	–	1	0	0
Enantiulus nanus (Latzel, 1884)	–	–	64	–	–	32	–	–	4	64	32	4
Julus scandinavius (Latzel, 1884)	–	–	–	–	–	1	–	–	–	0	1	0
Leptoiulus proximus (Němec, 1896)	–	–	2	–	–	1	–	–	–	2	1	0
Megaphyllum projectus (Verhoeff, 1894)	–	–	2	–	–	2	–	–	–	2	2	0
Ommatoiulus sabulosus (Linnaeus, 1758)	–	–	10	–	–	11	–	–	4	10	11	4
Ophiulus pilosus (Newport, 1842)	27	–	–	59	–	–	2	–	–	27	59	2
Unciger foetidus (C.L. Koch, 1838)	–	9	36	–	30	26	–	3	2	45	56	5
Brachydesmus superus (Latzel, 1884)	–	–	–	–	–	–	–	3	–	0	0	3
Polydesmus complanatus (Linnaeus, 1761)	–	3	1	–	2	3	–	–	1	4	5	1
Polydesmus denticulatus (C.L. Koch, 1847)	–	8	–	–	7	–	–	–	–	8	7	0
Polydesmus incontans (Latzel, 1884)	–	1	–	–	39	–	–	6	–	1	39	6
Strongylosoma stigmatosum (Eichwald, 1830)	–	–	47	–	–	26	–	–	9	47	26	9
Diplopoda	**30**	**32**	**166**	**64**	**109**	**104**	**2**	**14**	**20**	**228**	**277**	**36**
Clinopodes flavidus (C.L. Koch, 1847)	–	–	2	1	–	9	–	–	–	2	10	0
Geophilus electricus (Linnaeus, 1758)	–	–	–	–	–	–	–	9	–	0	0	9
Geophilus flavus (DeGeer, 1778)	–	–	10	–	9	20	1	30	–	10	29	31
Geophilus truncorum (Bergsoe a Meinert, 1866)	–	–	–	–	–	–	–	1	–	0	0	1
Schendyla nemorensis (C.L. Koch, 1836)	–	–	23	–	11	60	–	26	–	23	71	26
Strigamia transsilvanica (Verhoeff, 1928)	–	–	4	–	–	2	–	–	–	4	2	0
Lithobius aerugineus (C.L. Koch, 1862)	–	–	41	–	–	39	–	–	–	41	39	0
Lithobius austriacus (Verhoeff, 1937)	–	–	–	–	–	2	–	–	–	0	2	0
Lithobius dentatus (C.L.Koch, 1844)	–	–	2	–	–	1	–	–	–	2	1	0
Lithobius erythrocephalus (C.L. Koch, 1847)	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1	0	0
Lithobius forficatus (Linnaeus, 1758)	–	–	–	–	–	1	–	–	1	0	1	1
Lithobius microps (Meinert, 1868)	–	4	–	–	47	–	–	31	–	4	47	31
Lithobius mutabilis (C.L. Koch, 1862)	–	–	3	–	–	3	–	–	1	3	3	1
Lithobius spp.	–	–	14	2	24	–	–	–	–	14	26	0
Chilopoda	**0**	**4**	**100**	**3**	**67**	**161**	**1**	**97**	**2**	**104**	**231**	**100**

5.3 Výsledky ovlivnění společenstev půdních bezobratlých erozí na lokalitách jižní Moravy

Na studovaných lokalitách probíhaly v určité míře erozní i akumulační procesy. Podíl mezi těmito procesy byl na každé části svahu jiný. Míra ztráty, či akumulace půdy je patrná z tabulky 4. Záporná čísla nám značí hodnoty erozního smyvu, zatímco ta kladná, místa s usazováním materiálu z vyšších pozic svahu.

Tabulka 4: Průměrná míra erozně – akumulačních procesů v jednotlivých výzkumných liniích za pět let ($t.ha^{-1}$ za rok)

Část svahu	Kontrolní část	Erozní část	Depoziční část
Průměrná eroze, resp. akumulace	**-2,55**	**-3.53**	**+0.16**
Průměr minimálních hodnot na jednotlivých pozemcích – eroze	-19.30	-35.42	-15 40
Průměr maximálních hodnot na jednotlivých pozemcích – akumulace	+11,16	+23,46	+17,48

Střevlíci

Během let 2012-2016 bylo v zemních pastech odchyceno celkově 69 708 jedinců patřících do čeledi střevlíkovití. Co se týče distribuce střevlíků do třech porovnávacích linií, pak největší počet jedinců byl za všechny sledované roky odchycen v depoziční části svahu, respektive akumulační části svahu. V tabulce 5 můžeme vidět průměrné počty střevlíků v jednotlivých letech pozorování na vybraných svahových liniích.

Tabulka 5: Průměrné počty odchycených střevlíků během pětiletého období na studovaných částech svahu

	Kontrolní části svahu	Erozní části svahu	Depoziční části svahu
2012	1302,5 ± 621,5	1328 ± 420	2738 ± 495
2013	850,75 ± 934	1164,25 ± 1407	1272,5 ± 1405
2014	815,25 ± 1858	523,25 ± 260	634,5 ± 261
2015	1532,75 ± 761	1583 ± 1220	2529,25 ± 1548
2016	1495 ± 630	1161,5 ± 338	1180,75 ± 370
2012-2016	1187,77 ± 812	1132,44 ± 982	1552,44 ± 1283

Celkem bylo determinováno 14 druhů, kdy nejvíce početným ze studované čeledi *Carabidae* byl *Pseudoophonus rufipes*, který zaujímal 37% všech odchycených jedinců. Dalším eudominantním druhem byl *Pterostichus melanarius* se zastoupením 31%. Dalšími odchycenými druhy byl *Poecilus cupreus* (6%), *Dolichus halensis* (6%), *Anchomenus dorsalis* (2%) *a Brachinus crepitans* (1%). Ostatní odchycené druhy byly zařazeny do skupiny subrecedentní, jednalo se o druhy *Cylindera germanica, Calosoma aurupunctatum, Carabus scheidleri, Broscus cephalotes, Carabus coriacerus, Carabus ulrichii, Amara ovata a Harpalus spp.* V tabulce 6 můžeme vidět polohové rozmístění nejpočetnějších druhů střevlíků ve studovaných částech svahu.

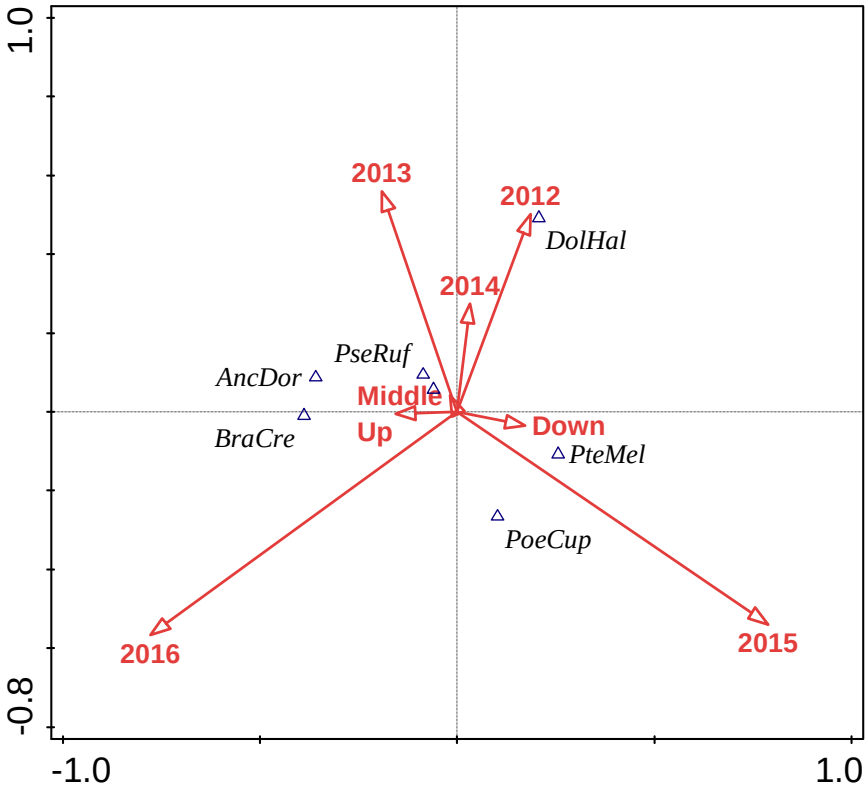
Tabulka 6: Abundance nejpočetnějších druhů střevlíků (více než 1 % materiálu) na studovaných liniích svahu (hodnoty v závorce znázorňují počet lokalit, na kterých se daný druh v pětiletém období vyskytoval)

	Kontrolní část	Erozní část	Depoziční část
Pseudoophonus rufipes	601,16 ± 431 (18)	533,7 ± 439 (18)	541,66 ± 583 (18)
Pterostichus melanarius	245,16 ± 238 (18)	389,16 ± 655 (18)	718,27 ± 1026 (18)
Poecilus cupreus	105,94 ± 144 (16)	69,66 ± 72 (18)	140,13 ± 136 (16)
Dolichus halensis	85,38 ± 160 (16)	109,31 ± 231 (13)	121,86 ± 282 (14)
Anchomenus dorsalis	49,24 ± 61 (17)	35,06 ± 41 (18)	28,33 ± 26 (18)
Brachinus crepitans	16,31 ±24 (16)	8,19 ± 9 (16)	26,19 ± 56 (16)

Nejpočetnějším druhem z čeledi střevlíkovití (*Carabidae*) na všech námi studovaných lokalitách byl *Pseudoophonus rufipes*. Tento druh je hojně využívaný při biokontrolních studiích zabývajících se predací semen kulturních a plevelných rostlin (Mader et al., 2018). V námi studovaných lokalitách byla největší míra zaplevelení sledována právě v depozičních částech svahu, kde se *P. rufipes* vyskytoval na všech 18ti zkoumaných lokalitách, značné zastoupení měl i v kontrolní části svahu, kde byly obdobné půdní podmínky jako v části depoziční i větší pokryvností porostu. Vlivem rostlinného pokryvu na početnost půdních predátorů, včetně námi studovaných skupin živočichů (*Carabidae, Araneae*) se zabýval Sommaggio et al. (2018) a jeho výsledky potvrzují vyšší abundanci živočichů v místech s větší pokryvností rostlin. V částech svahu, kde míra eroze dosahuje největší intenzity, klesá nejen pokryvnost rostlin, ale i diverzita i početnost půdních živočichů (Atlavinyte, 1964). To potvrdily i naše výsledky, především GAM model (Obr. 9) znázorňující, jak s rostoucí mírou erozních procesů klesají počty většiny střevlíků. Výjimkou jsou střevlíci *Pterostichus melanarius* a *Poecilus cupreus*, kteří jsou dobrými letci a zjevně rekolonizují po transportu vodou opětovně svah. Jednou z příčin poklesu abundance na liniích s nejvyšší erozí, by mohla být i nedostatečná zásoba živin, které jsou splavovány při erozních procesech. Náhlá

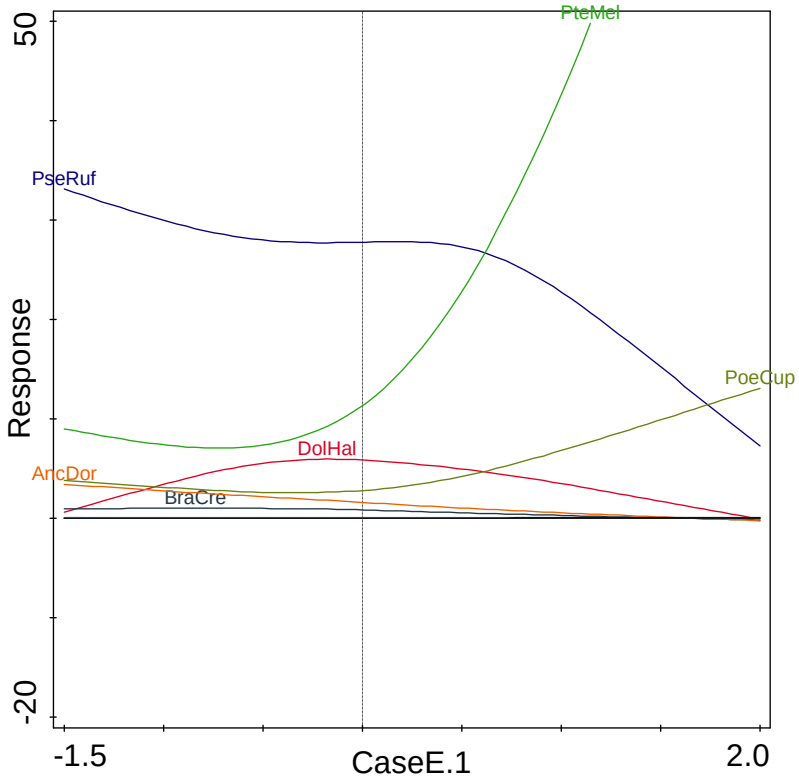
ztráta živin v určitém místě vede až ke změnám velikosti společenstev, jak uvádí Sierocinski et al. (2017).

Druhová distribuce v jednotlivých částech svahu je patrná i z analýzy na obrázku 8. Je zde patrná preference akumulační části svahu u druhů *P. melanarius* a *P. cupreus*. Tyto druhy jsou brachypterní, nejsou tedy schopny letu. Naopak druhy létavé, jako *A. dorsalis*, či *B. crepitans* byly nalezeny v kontrolních částech svahu, tedy v jeho nejvyšším bodě.



Obrázek 8: CCA analýza nejpočetnějších druhů střevlíků nalezených na třech zkoumaných liniích svahu (Up, Middle, Down) za pětileté období. Zkratky: PseRuf (*P. rufipes*), PteMel (*P. melanarius*), PoeCup (*P. cupreus*), DolHal (*D. halensis*), AncDor (*A. dorsalis*), BraCre (*B. crepitans*)

Akumulační části svahu dosahují díky transportu materiálu z vyšších částí svahu větší množství jedinců. Často dochází k pasivnímu transportu živočichů, které v depoziční části svahu nalézají své útočiště. Na obrázku 9 je zřejmá korelace míry vodní eroze s ohledem na početnost studovaných druhů střevlíků. Můžeme zde vidět zvyšující se počet jedinců druhu *P. melanarius* a *P. cupreus* s rostoucí intenzitou erozní činnosti. Naopak u zbylých čtyř druhů (*A. dorsalis, B. crepitans, D. halensis* a *P. rufipes*) je vidět trend opačný.



Obrázek 9: GAM model (generalized additive model), který znázorňuje abundanci nejpočetnějších druhů střevlíků s ohledem na míru eroze. Zkratky: PseRuf (*P. rufipes*), PteMel (*P. melanarius*), PoeCup (*P. cupreus*), DolHal (*D. halensis*), AncDor (*A. dorsalis*), BraCre (*B. crepitans*)

Pavouci

Během pětiletého období se podařilo odchytit celkem 7198 jedinců z 55 druhů pavouků. Z tohoto počtu bylo vybráno 6 druhů, které byly svou početností významné pro náš výzkum. Jednalo se o druhy *Pardosa agrestis* (47%), která svou početností zaujímala téměř polovinu všech odchycených pavouků. Dalším druhem byl *Oedothorax apicatus* (23%), *Robertus arundineti* (2%), *Trochosa ruricola* (2%), *Xysticus kochi* (1%) a juvenilní jedinci rodu *Pardosa* (1%). Ostatní odchycené druhy byly zařazeny do skupiny subrecedentní.

Tabulka 7: Průměrné počty odchycených pavouků během pětiletého období na studovaných částech svahu

	Kontrolní části svahu	**Erozní části svahu**	**Depoziční části svahu**
2012	130 ± 46	146 ± 26	258,5 ± 78
2013	65,25 ± 29	61,25 ± 12	88,5 ± 8
2014	66,75 ± 40	50,75 ± 24	106,25 ± 49
2015	103,5 ± 41	88,5 ± 26	146,25 ± 70
2016	281,25 ± 187	221 ± 176	255,5 ± 202
2012-2016	128,72 ± 126	109,88 ± 107	161,27 ± 128

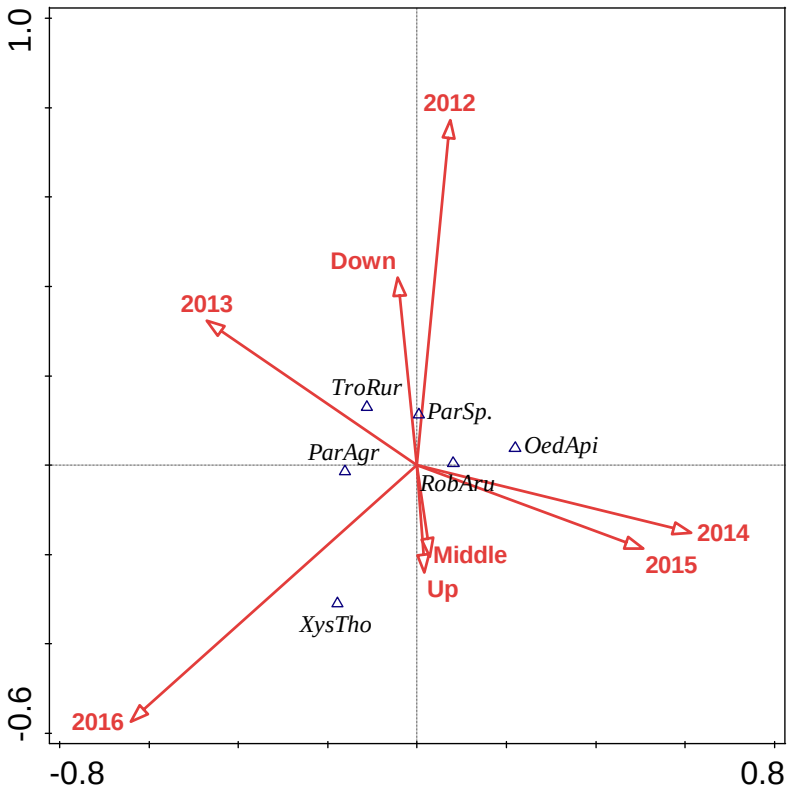
V tabulce 8 můžeme vidět polohovou distribuci nejpočetnějších druhů pavouků ve studovaných liniích svahu. Eudominantními druhy pavouků na studovaných lokalitách byly *Pardosa agrestis* a *Oedothorax apicatus*. S oběma těmito druhy se často setkáváme i v jiných výzkumech (Volkmar et al., 2009; Kunz et al. 2015). Druh *Pardosa agrestis* je nejpočetnější v kontrolní části svahu, zatímco nejvíce jedinců *Oedothorax apicatus* nalezneme v depoziční části svahu. Podmínky prostředí na kontrolní a depoziční části svahu jsou si více podobné a odlišují se více od erozní části.

Větší abundance druhu *Oedothorax apicatus* by mohla souviset s blízkostí travnatých porostů, ze kterých měl možnost tento druh migrovat. Jeho schopností pasivní migrace do okolí pomocí vláken se zabývá práce Řezáče a Řezáčové (2019). Naopak větší počet druhu *Pardosa agrestis* v kontrolní části svahu by mohl podpořit výzkum Öberga (2009), který prokazuje vyšší kondici těchto jedinců v homogenním prostředí způsobenou menší konkurencí o potravní zdroje.

Tabulka 8: Abundance nejpočetnějších druhů pavouků na studovaných liniích svahu. Pro statistické zhodnocení byly vybrány druhy, které měly v druhovém složení zastoupení více než 1%. (Hodnoty v závorce znázorňují počet lokalit, na kterých se daný druh v pětiletém období vyskytoval).

	Control part	Erosional part	Depositional part
Pardosa agrestis	87,83 ± 123,84 (18)	66,27 ± 107,45 (18)	82,33 ± 112,48 (18)
Oedothorax apicatus	30,83 ± 27,15 (18)	26,66 ± 23,76 (18)	58,94 ± 56,39 (17)
Robertus arundineti	3,26 ± 3,70 (15)	4,26 ± 5,74 (15)	2,75 ± 2,79(12)
Trochosa ruricola	2 ± 1,91 (11)	1,3 ± 1,25 (10)	7 ± 5,38 (15)
Pardosa spp.	3,10 ± 2,57 (10)	2,66 ± 3,23 (9)	3,82 ± 4,84 (11)
Xysticus kochi	4 ± 6,02 (8)	6 ± 11,28 (5)	4 ± 5,55 (8)

Pro účely posouzení preference druhů mezi jednotlivými svahovými liniemi byla také provedena kanonická korespondenční analýza (Obr. 10) Většina studovaných druhů preferuje depoziční část svahu. Jediným zástupcem pavouků, který má opačný trend v preferenci je *Xysticus kochi.*



Obrázek 10: CCA analýza druhového zastoupení pavouků na jednotlivých liniích svahu za pětileté období. Zkratky: OedApi (*O. apicatus*), ParAgr (*P. agrestis*), RobAru (*R. arundineti*), TroRur (*T. ruricola*), ParSp. (*Pardosa spp.*), XysTho (*X. kochi*).

6. ZÁVĚR

Zemědělské plochy České republiky jsou výrazně ohrožené vodní erozí. K této skutečností přispívá celá řada faktorů, včetně antropogenních. Tato práce se zabývá právě činnostmi člověka, které zasahují do ekosystémů polí a v určitém směru je pozměňují. Společenstva půdních bezobratlých mají v agroekosystému nezastupitelnou roli. Veškeré disturbance, se kterými se můžeme na polích setkat, se kauzálně projeví na početnosti, či druhovém složení půdní fauny. Nesmíme opomenout, že na edafon působí ještě celá řada jiných, než antropogenních faktorů. Neopomenutelnými činiteli jsou klimatické podmínky, heterogenita prostředí, půdní typ a řada dalších. Veškeré tyto vlivy bychom měli hodnotit komplexně na základě matematických analýz.

První část této práce je zaměřena na posouzení vlivu zemědělského managementu na společenstva půdních bezobratlých. Ekologické i konvenční postupy hospodaření se neliší pouze množstvím pesticidních postřiků, ale i agrotechnickými a dalšími zásahy, které mají nezanedbatelný vliv na společenstva edafonu. Jak již bylo řečeno, je důležité zvažování jednotlivých agrotechnických zásahů v závislosti na klimatických podmínkách ročníku a ekologických aspektech dané lokality. Správné načasování a znalost místních podmínek, může hrát důležitější roli, než zvolení typu zemědělského managementu. V neposlední řadě je důležité podporovat udržitelnost našeho hospodářství a volit natolik šetrné postupy, aby byla půda zachována i pro další generace.

Druhá část mé práce se věnuje různým typům odchytu půdních bezobratlých, především stonožek a mnohonožek. Instalace návnadových pastí nám dává možnost odchytit jedince, kteří alespoň část svého života tráví pod povrchem půdy. Kombinace pastí na epigeická společenstva s pastmi zachycující živočichy pod půdním povrchem nám přinese přehled o půdních společenstvech v celém kontextu. Důležitým aspektem je také načasování instalace těchto pastí vzhledem k termínům agrotechnických zásahů na daných lokalitách. V neposlední řadě, podzemní pasti měly v našem výzkumu podobnou účinnost, jako odebírání půdních vzorků.

V poslední části své výzkumné činnosti, která se věnovala zhodnocení vlivu vodní eroze na půdní bezobratlé, jsme se opět zaměřili na studium epigeických

společenstev. Především díky výborné bioindikační schopnosti střevlíků a pavouků jsou patrné rozdíly mezi plochami, kde převládá akumulace a plochami, které jsou ovlivněny erozním smyvem. Obecně můžeme konstatovat, že větší množství půdních bezobratlých jsme nalezli v depoziční části, kde je splavován půdní materiál z vyšších částí svahu. Díky tomu mohou být vrchní linie o tyto jedince ochuzeny, což může spustit řadu negativních procesů. Erozní činnost způsobuje omezení, až úplnou ztrátu produkčních schopností. Jedná se o přírodní proces, který nelze úplně zastavit, ale lze ve větší míře potlačit, zvláště pak na plochách, které jsou řízené člověkem. V posledních letech, kdy dochází k častým klimatickým extrémům, je potřeba zaměřit své úsilí i na podporu boje proti půdní erozi především vhodnými opatřeními organizačního charakteru až po opatření technického rázu.

Do budoucna by bylo vhodné zacílit výzkum i na další společenstva edafonu a na další typy polí.

7. LITERATURA

Adrian, A. M., Norwood S. H., Mask P. L. 2005. Producer's perceptions and attitudes toward precision agriculture technologies. Computers and Electronics in Agriculture [online]. 48(3), 256–271. ISSN 01681699. Dostupné z: doi:10.1016/j.compag.2005.04.004

Allema B., van der Werf W., van Lenteren J. C., Hemerik L., Rossing W. A. H. 2014. Movement Behaviour of the Carabid Beetle *Pterostichus melanarius* in Crops and at a Habitat Interface Explains Patterns of Population Redistribution in the Field. PLoS ONE 9(12): e115751. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115751.

Altieri, A. M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystem and Environment, Vol. 74, p. 19 – 31.

Atlavinyte O. 1964. Distribution of earthworms (Lumbricidae) and larval insects in the eroded soil under cultivated crops. Pedobiologia 4. 245-250.

Báčová M. 2018. Monitoring projevů vodní eroze na zemědělských plochách. Dizertační práce. České vysoké učení technické v Praze.

Badalíková B. 2012. Vhodné zpracování půdy pro minimalizaci degradačních změn v půdě: uplatněná certifikovaná metodika. Troubsko: Zemědělský výzkum. ISBN 978-80-905080-1-9.

Baldock, J., Nelson, P. 2000. Soil organic matter. 10.1038/194324b0.

Barber H. S. 1931. Traps for cave-inhabiting insects. Journal of the Elisha Mitchell Society 46: 259–266.

Bates D., Maechler M, Bolker B, Walker S. 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1. 1–7. http://CRAN.R-project.org/package=lme4.

Boháč, J. 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. Agriculture, Ecology and Environment, Volume 74, Issues 1-3, pp. 357-372.

Boháč, J., Moudrý, J., Desetová, L. 2006. Biodiverzita a zemědělství. Biodiversity and Agriculture. Vol. 41, No. 1, p. 24-29.

Bonacci T., Brandmayr P., Zetto T. et al. 2011. Volatile compounds released by disturbed and undisturbed adults of Anchomenus dorsalis (Coleoptera, Carabidae, Platynini) and structure of the pygidial gland. Zookyes (81): 13-25. Doi: 10.3897/ zookeys 81.122.

Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., … Panagos, P. 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. Nature Communications, 8, https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7.

Brady, N.C., Weil, R.R. 2016. The nature and properties of soils. Fifteenth edition. Columbus: Pearson. ISBN 9780133254488.

Buchar J., Růžička V. 2002. Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres, Praha, 351 pp.

Clarke R. D., Grant P. R. 1968. An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. Ecology 49 (6): 1152–1154.

Dauber, J., Jones, M. B., Stout, J. C. 2010. The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. GCB Bioenergy, vol. 2, pp. 289 - 309.

DeJong-Hughes J., Moncrief J. F., Voorhees W. B., Swan J. B. 2001. Soil compaction: causes, effects and control. Databáze online [Citace: 23. 3. 2016], dostupné z: http://www.extension.umn.edu/agriculture/tillage/soil-compaction/.

Diviš, J. et al. 2010. Pěstování rostlin: Systémy rostlinné výroby. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2. Vydání. ISBN 978-80-7394-216-8.

Dvorský, J., Urban J. 2014. Základy ekologického zemědělství: podle nařízení Rady (ES) č. 834/2007 a nařízení Komise (ES) č. 889/2008 s příklady. 2., aktualizované vydání. Brno: ÚKZÚZ, 2014. ISBN 978-80-7401-098-9.

Erpul G., Gabriels D., Cornelis W. M., Samray H. and Guzelordu T. 2009. Average sand particle trajectory examined by the Raindrop Detachment and Wind-driven Transport (RD-WDT) process. Earth Surface Processes and Landforms. 34(9), 1270-1278.

Farkač J., Král D. & Škorpík M. 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. 1. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 760 pp.

Farkač J., Kopecký T. & Veselý P. 2006. Využití střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) fauny Slovenska k indikaci kvality prostředí. Carabid beetles utilization (Coleoptera: Carabidae) of Slovak fauna for quality environment indication. Ochrana prírody (Nature conservation) 25: 226-242. [ISBN 978-80-89035-78-6] (In Czech, English summary).

Fecenko J., Ložek, O. 2000. Výživa a hnojenie polných plodín, Slovenská polnohospodářská univerzita v Nitre, 452 s., ISBN 80-7173-777-5.

Fernández-Raga M., Palencia C., Keesstra S., Jordán A., Fraile R., Angulo-Martínez M. and Cerdà A. 2017. Splash erosion: A review with unanswered questions. Earth-Science Reviews. 171, 463-477.

Gabriš R. 2012. Vliv environmentálních faktorů a managementu na střevlíkovité brouky v prostředí podhorských luk a pastvin. Diplomová práce. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta.

Haynes R. J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils, Advances in Agronomy, 85, 86: 221-228.

Holland J. M., Luff M. 2000. The effects of agricultural practices on carabidae in temperate agroecosystems. Integrated Pest Management Reviews. 5: 109–129.

Holý, M. 1978. Protierozní ochrana. Praha.

Holý, M. 1994. Eroze a životní prostředí. Praha: vyd.ČVUT. 383 s, ISBN 80-01-01078-3.

Honěk A., Jarošík V. 2000. The role of crop density, seed and aphid presence indiversification of field communities of Carabidae (Coleoptera). European Journal of Entomology. 97: 517–525.

Hosnedl, P. 2007. Vliv eroze na kvalitu půdy [Bakalářská práce]. [České Budějovice (CZ)]: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 35 pp.

Hylmarová, J. 2010. Ochrana půdy před negativními vlivy zemědělské výroby. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně. 67 pp.

Hrbek, J. 2014. Strukturální šetření v zemědělství 2013. Český statistický ústav. Praha. [on-line] [cit. 15. 8. 2016].

Hůrka K. 1996. Carabidae of the Czech and Slovak Republics. 1. vyd. Zlín: Kabourek. 565 pp.

Hůrka K., Veselý P., Farakač J. 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. Klapalekiana. 32: 15–26.

Hůrka, K. 2005. Brouci České a Slovenské republiky. Zlín: Kabourek, 390 s. IBSN 8086447111.

Ilie V. 2003. Chilopoda species from the edaphic and subterranean environments of the Cloşani karstic area (Romania). Travaux du Muséum National d´ histoire Naturelle «Grigore Antipa» 45: 129–137.

Ivask, M., Kuu, A., Meriste, M., Kutti, S., Raamets, J., Palo, A. 2019. Chilopoda and Diplopoda of semi natural flooded meadows in Matsalu, Estonia. Pedobiologia. Volume: 74 Pages: 24-33. DOI: 10.1016/j.pedobi.2019.02.002.

Janeček M., Bohuslávek J., Dumbrovský M., Gergel J., Hrádek F., Kovář P., Kubátová E., Pasák V., Pivcová J., Tippl M., Toman F., Tomanová O. and Váška J. 2005. Ochrana zemědělské půdy před erozí. ISV nakladatelství, Praha.

Janeček M. a kol. 2008. Základy erodologie. 1. vydání. Praha. Česká zemědělská univerzita v Praze. 165 s. ISBN 978-80-213-1842-7.

Janeček M. 2012. Ochrana zemědělské půdy před erozí. powerprint s.r.o., Praha.

Javůrek M., Vach M. 2008. Negativní vlivy zhutnění půd a soustava opatření k jejich odstranění. Výzkumný ústav rostlinné výroby v.v.i., Praha, ISBN 978-80-87011-57-7.

Jones, A., Stolbovoy, V., Rusco, E., Gentile, A. R., Gardi, C., Marechal, B., Montanarella, L. 2009. Climate change in Europe. 2. Impact on soil. A review. Agron. Sustain. Dev., 29: 423-432.

Jung, J. K., Jeong, J. C., Lee, J. H. 2019. Effects of pitfall trap size and sampling duration on collection of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in temperate forests. Entomological research. Volume: 49 Issue: 5 Pages: 229-236. DOI: 10.1111/1748-5967.12358.

Kašperová, M. 2018. Precizní zemědělství v Česku: Kvantitativní analýza faktorů ovlivňujících jeho osvojení [online]. 107(7). Dostupné z: https://is.muni.cz/th/p0e70/Kasperova_diplomova_prace.pdf.

Kobza, J. 2005. Soil and plant pollution by potentially toxic elements in Slovakia. Plant Soil Environ, 51: 243-248.

Kolektiv. 2018. Výhledová a situační zpráva Půda. Ministerstvo zemědělství. ISBN 978-80-7434-476-3. ISSN 1211-7692. MK ČR E 11003.

Kotze J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy-Richard E., Dekoninck W., Koivula M.J., Lövei G.L., Mossakowski D., Noordijk J.,Paarmann W.,Pizzolotto W., 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. 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.

Kunz, K., Uhl, G. 2015. Short-Term Nutritional Limitation Affects Mating Behaviour and Reproductive Output in Dwarf Spiders. Ethology. Volume: 121 Issue: 9. Pages: 874-88. DOI: 10.1111/eth.12401.

Kůrka, A., Řezáč, M., Macek, R. a Dolanský, J. 2015. Pavouci České republiky,Academia, Praha.

Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., and Rossi, J. P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services, Euro. J. Soil Biol., 42, S3–S15.

Lee P. 2006. Atlas of the millipedes (Diplopoda) of Britain and Ireland. Pensoft, Sofia, 216 pp.

Lemke, A., Poehling, H. M. 2002. Sown weed strips in cereal fields:overwintering site and ‘‘source’’ habitat for Oedothorax apicatus (Blackwall) and Erigone atra (Blackwall) (Araneae: Erigonidae). Agric. Ecosyst. Environ. 90: 67–80.

Lepš J., Šmilauer P. 2000. Mnohorozměrná analýza ekologických dat. České Budějovice: Biologická fakulta Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích. 102 pp.

Lovei, G. L., Sunderland, K. D. 1996. Ecology and behavior of grand Beatles (Coleoptera: Carabidae), anual review of entomology. Volume: 41, pp. 231-256.

Mader, V., Diehl, E., Wolters, V., Birkhofer, K. 2018. Agri-environmental schemes affect the trophic niche size and diet of common carabid species in agricultural landscapes. Ecological Entomology. Volume: 43 Issue: 6 Pages: 823-835. DOI: 10.1111/een.12671.

Mikula P. 1998. Organická hmota v půdě, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 46 s., ISBN 80-66153-22-3.

Mlejnek, R., Hamet, A., Růžička, J. 2015. Brouci (Coleoptera) v jeskyních a propastech České Republiky. (Beetles (Coleoptera) in caves and chasms of the Czech Republic).. Acta Speleologica. 6. 1-112.

Němec, J., a kol. 2011. Pozemkové úpravy. Ústí nad Labem: vyd. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem Fakulta životního prostředí. 131s, ISBN 978-80- 7414-373-1.

Nentwig W., Blic T., Gloor D., Khanggi A., Kropf C. 2016. Spiders of Europe. Dostupné z: www.araneae.unibe.ch {21. 3. 2017}.

Novák, P., Lagová, J., Němec, J., Voltr, V., Vigner, J., Marek V. 1999. Situační a výhledová zpráva Půda. Praha. Ministerstvo zemědělství České republiky. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/potraviny/publikace-a-dokumenty/situacni-a-vyhledove-zpravy/puda/.

Novotný, I. a kol. 2014. Příručka ochrany proti vodní erozi. Praha: VÚMOP, Mze, Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/file/293635/MZE_prirucka_vodni_eroze.pdf >.

Nozdrovický, L. 2006. Rozpracovanie systému presného hospodárenia na pôde vpodmienkach Slovenskej republiky. Nitra: Agentúra Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied. ISBN 80–89162–22-3.

Nyffeler M., Sunderland K. D. 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. Agriculture, Ecosystems & Environment 95: 579–612.

Öberg, S. 2009. Influence of landscape structure and farming practice on body condition and fecundity of wolf spiders. Basic and applied ecology. Volume: 10 Issue: 7. Pages: 614-621. DOI: 10.1016/j.baae.2009.03.005.

Orgiazzi A, Panagos P. 2018. Soil biodiversity and soil erosion: It is time to get married. Global Ecol Biogeogr.; 27:1155–1167. https://doi.org/10.1111/ geb.12782.

Panagos, P. Borelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., …, Alewell, C. 2015. The new aseessment of soil loss by water erosion in Europe. Environmental Science and Policy. 54, 438-447.

Pandey A., Himanshu S. K., Mishra S. K. and Singh V. P. 2016. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. CATENA. 147, 595-620.

Palaten R., Von Broen B. 2005. Gesamtartenliste und Rote Liste der Webspinnen und Weberknechte (Arachnida: Araneae, Opiliones) des Landes Berlin. Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin., 79 s.

Pasák V. 1984. Ochrana půdy před erozí. SZN Praha, 284 s. Rostlinná výroba. Státní zemědělské nakladatelství.

Pavlík, J. 2006. Celkový přehled druhů, Dostupné z www.wmap.cz

Petr, J., Dlouhý, J. 1992. Ekologické zemědělství. 1. vyd. Praha: Brázda, ISBN Ř0-209-0233-3.

Pimentel, D. 2006. Soil erosion: A food and environmental threat. Environment, Development and Sustainability, 8, 119–137. https://doi.org/10.1007/s10668-005-1262-8.

Platnick, N. I. 2014. The world spider catalog, version 14.5. American Museum of Natural History, online at http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.

Pokladníková, H., Podhrázská, J., Novotný, I., Středa, T. 2010. Eroze půdy na jižní Moravě. Český hydrometeorologický ústav a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Brno. ISBN 978-80-86690-79-7.

Poláková Š., Kubík L., Prášková L., Malý S., Němec P., Staňa J. 2017. Monitoring zemědělských půd v České republice, 1992-2013. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. 172 s., ISBN 978-80-7401-136-8.

Pulpán J., Stanovský J. 2006. Střevlíkovití brouci (Coleoptera, Carabidae) Slezska (severovýchodní Moravy). Frýdek - Místek: Muzeum Beskyd Frýdek- Místek, 159 s., IBSN 8086166201.

Roberts M. J. 1995. Collins Field Guide. Pavouci Británie a severní Evropy. Harper Collins Publishers Ltd. ISBN: 0-00-219981-5, 383 s.

Roberts M. J. 1996. Collins Field Guide. Spiders of Britain and Northern Europe. HarperCollins Publishers Ltd. ISBN 0-00-219981-5, 383 s.

Růžička, V., Buchar, J. 2008. Dodatek ke katalogu pavouků České republiky 2001–2007. Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná 29–30: 3–32.

Ryżak M., Bieganowski A., Polakowski C. 2015. Effect of Soil Moisture Content on the Splash Phenomenon Reproducibility. PLoS One. 10(3), e0119269.

Řezáč M., Pekár S., Stará J. 2010. The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider Philodromus cespitum. BioControl 55 (4): 503e5010.

Řezáč M., Řezáčová V. 2019. Mass spring recolonization of agroecosystems by the spider Oedothorax apicatus (Linyphiidae: Erigoninae). Biologia. Volume: 74 Issue: 2 Pages: 169-172. DOI: 10.2478/s11756-018-0159-6.

Sáňka M., Materna J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Planeta. Odborný časopis pro životní prostředí. Ministerstvo životního prostředí. Ročník XII, číslo 11/2004. ISSN 1213-3393.

Schmidt M. W. I., Torn M. S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I. A., Kleber M., Kogel-Knabner I., Lehmann J., Manning D. A. C., Nannipieri P., Rasse D. P., Weiner S., Trumbore S. E. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. Nature 478, 49-56.

Sergeeva T. K. , Kudryasheva I. V., Titova L. P. 1985. Seasonal aspects of feeding of geophilids (Chilopoda, Geophilomorpha) in the oak forests of the southern forest-steppe. Zoologicheskij zhurnal 64(9): 1377–1383. [In Russian].

Sierocinski, P., Milferstedt, K., Bayer, F., Großkopf, T., Alston, M., Bastkowski, S., … Buckling, A. 2017. A single community dominates structure and function of a mixture of multiple methano- genic communities. Current Biology, 27, 3390–3395.e4. https://doi. org/10.1016/j.cub.2017.09.056.

Sommaggio, D., Peretti, E., Burgio, G. 2018. The effect of cover plants management on soil invertebrate fauna in vineyard in Northern Italy. Biocontrol. Volume: 63 Issue: 6 Pages: 795-806. DOI: 10.1007/s10526-018-09907-z.

Symondson W. O. C., Sunderland K. D., Greenstone M. H. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? Annual Review of Entomology. 47: 561–594.

Symondson, W.O.C., et al. 2006. Biodiversity vs. biocontrol: positive and negative effects of alternative prey on control of slugs by carabid beetles. Bulletin of entomological research, 96(06), pp.637-645.

Stluka P. 2013. Vliv managementu na biodiverzitu lesních ekosystémů -. epigeičtí brouci na vybraných biotopech Písecka. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.

Šantrůčková, H., Kaštovská,E., Bárta, J., Miko, L., Tajovský K. 2018. Ekologie půdy. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-7394-695-1.

Šarapatka B., Hejcman M. .2004. Diverzita a ekologické zemědělství. MŽP ČR. p. 48.

Šarapatka, B., Urban J. a kol. 2006. Ekologické zemědělství v praxi. Šumperk: PRO-BIO, 2006, 502 s., ISBN 80-870-8000-9.

Šarapatka B., a kolektiv 2010. Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Olomouc: Bioinstitut. 440 pp.

Šarapatka, B. 2013. Vybrané kapitoly z pedologie a ochrany půdy. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.

Šarapatka, B. 2014. Pedologie a ochrana půdy. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci – 232s. 1. vydání. ISBN 978-80-244-3736-1.

Šefrová, H. 2006. Rostlinolékařská entomologie. Brno: Konvoj, 257 s., IBSN 8073020866.

Šimek M. 2004. Základy nauky o půdě – 4. Degradace půdy. Vydání první. Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, České Budějovice, s. 225.

Šmejkalová, M., Mikanova, O., Borůvka, L. 2003. Effects of heavy metal concentrations on biological activity of soil micro-organisms. Plant Soil Environ, 49: 321-326.

Tajovský, K. 2008. Půdní fauna. Soil fauna. – In: Jongepierová I. [ed.], Louky Bílých Karpat, Grasslands of the White Carpathian Mountains, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou, 199-226 pp.

Tao, H. H., Slade, E. M., Willis, K. J., Caliman, J. P.,Snaddon, J. L. 2016. Effects of soil management practices on soil fauna feeding activity in an Indonesian oil palm plantation. Agriculture, Ecosystems and Environment, 218: 133-140.

Tauferová, A. 2014. Rostlinná produkce, Brno: Veterinární a farmaceutická univerzita Brno, 2014. ISBN 978-80-7305-716-9.

Thorbek P., Bilde T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology, 41: 526–538. https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00913.x.

Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K., Pavlíková, D., Balík, J. 2006. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí. VURV, vvi, Praha-Ruzyně.

Topping C. J., Sunderland K. D. 1994. Methods for quantifying spider density and migration in cereal crops. Bulletin British Arachnological Society 9: 209–213.

Trautner J., Geigenmüller K. 1987. Tiger beetles, ground beetles. Illustrated key to the Cicindelidae and Carabidae of Europe. TRIOPS Verlag, Aichtal, 487 pp.

Tuf, I. H. 2012. Půdní bezobratlí. [Soil Invertebrates.] In: Machar, I., Drobilová, L. a kol.: Ochrana přírody a krajiny v České republice, vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 613-625.

Tuf, I. H. 2013. Praktika z půdní zoologie. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.

Ulčák, Z. 2014. Hospodaření v krajině: Vybrané kapitoly. Masarykova univerzita. Fakulta sociálních studií, Brno. Muni press. 83 s. dostupné z: http://humenv.fss.muni.cz/wpcontent/uploads/Ul%C4%8D%C3%A1k_Hospoda%C5%99en%C3%AD-v-krajin%C4%9B_ekniha.pdf.

Vopravil, J., a kol 2010. Půda a její hodnocení v ČR, Díl I. Praha: vyd. VÚMOP, v.v.i. 148 s, ISBN 978-80-87361-05-4.

Vopravil J., Khel T., Havelková L. and Batysta M. 2013. Studie zabývající se základní problematikou eroze půdy a jejím současným stavem v Ústeckém a Jihomoravském kraji České republiky. SOWAC, s. r. o., Praha.

Vráblíková, J., Vráblík, P. 2007. Úvod do agroekologie. Ústí nad Labem: Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí. ISBN 978-80-7044-960-8.

Volkmar, C., Freier, B., Wieacker, K., Wendt, C. 2009. Variability of soil case caught the spider in conventional and Bt maize fields and their influence on the evaluation of oncological condition. Mitteilungen der deutschen gesellschaft fur allgemeine und angewandte entomologie. Volume: 17 Pages: 125-129.

Wischmeier, W. H. D. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide Book to Conservation Planning. ARG. Handbook No.537, US Dept. Of Agriculture, Washington.

Zahradník J. 2008. Brouci. Praha: Aventinum, 288 s., IBSN 9788086858432.

Zpěvák J., Kunst M. 1978. Atlas bezobratlých. Praha: SPN. Obrazové atlasy pro všeobecně vzdělávací školy. ISBN (Brož.).

8. SEZNAM PŘÍLOH

I. The effect of farming system and management practises on surface-dwelling soil macrofauna.

II. Hay-bait traps are a useful tool for sampling of soil dwelling millipedes and centipedes

III. The influence of water erosion on selected communities of soil invertebrates (Carabidae, Araneae) in chernozem areas

8.1 Příloha I.

The effect of farming system and management practices on surface-dwelling soil macrofauna

Vojtěch CHMELÍK, Bořivoj ŠARAPATKA, Ondřej MACHAČ, Jan MIKULA, Vratislav LAŠKA, Ivan H. TUF

Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University
Šlechtitelů 12, 771 46 Olomouc, Czech Republic
E-mail: borivoj.sarapatka@upol.cz

Abstract

Whereas contemporary agriculture reduces invertebrate diversity, organic farming is expected to minimize this negative influence. In our study we compared communities of surface-dwelling soil macrofauna from fields farmed either conventionally or organically over the last 15 years; sown in crop rotation with winter wheat or winter oilseed rape. A statistically higher number of specimens were caught in the conventional variant of both crops. Ground beetles (i.e. beetles of the family Carabidae) and spiders were the most abundant groups. While spiders preferred organically managed fields, carabids tended to prefer the conventional system, as carabid communities were affected by springtime mechanical interventions (harrowing and hoeing). These interventions were insignificant to spiders as they winter in field margins, spread very well by air and are able to re-colonize agroecosystems quickly. This reveals that organic farming does not necessarily support the development of populations and communities of soil fauna.

Key words: Araneae, Carabidae, conventional farming, farming management, organic farming, soil fauna.

Introduction

With its influence on the environment, intensive agriculture is considered to be one of the main drivers in the decline in species richness and community composition (Tscharntke et al., 2012). Organic agriculture is a farming and food production system which combines best environmental practices, a high level of biodiversity, the preservation of natural resources, the application of high animal welfare standards and a production method in line with the preference of certain consumers for products produced using natural substances and processes (Council of the European Union, 2007; Stockdale, Watson, 2009). This diversified farming system can also promote biocontrol services, e.g. by polyphagous predators such as Carabidae (Arus et al., 2012). Biodiversity and biocontrol services are affected also by landscape composition. The direct relationship between organic farming and this composition, especially the development of landscape elements, has not been proven unambiguously and organic farm cultural landscapes do not appear automatically as a by-product of the organic farming method (Levin, 2007). The results in Czech conditions, published by Dytrtová et al. (2016), showed differing trends in the studied locations, which do not depend on farm management alone, but also on other factors, especially natural conditions in agricultural landscape.

Organic farming may offer benefits for a wide spectrum of taxa, but what influences these benefits is not well understood (Feber et al., 2015; Soderman et al., 2016). A simple comparison between organic and conventional farming does not reflect the diversity of practices that may exist within each farming system (Vasseur et al., 2013). Some conventional farmers may use techniques similar to organic farming even if they are not certified, whereas some organic farmers may use organic inputs and frequent, deep tillage, which are allowed by the specifications but are potentially lethal to arthropods (Thorbek, Bilde, 2004). The effect of agricultural practices can differ according to model group of affected organism. While the greatest effect of agricultural style is on plants, a less consistent impact was noted for carabid beetles (Fuller et al., 2005), or spiders (Schneider et al., 2014). Other factors, e.g., less heterogenous landscape, can suppress the effect of agriculture style (Roschewitz et al., 2005; Schneider et al., 2014).

Ground beetles and spiders could be good bioindicators of the condition of fields (Cardoso et al., 2013) as they play an important role in agroecosystems (Bruno,

Cardinale, 2008). Most species are predators (Kromp, 1999; Holland et al., 2005), whereas some carabids are important seed predators, and can effectively reduce weed density in fields. For example, ground beetles are usually more diverse and abundant within organically farmed areas (Bengtsson et al., 2005). Spider abundance generally increases with increasing habitat diversification within and around farm crops (Sunderland, Samu, 2000), other comparisons find little or no difference in ground beetle or spider species richness between organic and conventional fields (Fuller et al., 2005; Ekroos et al., 2010; Rahmann, 2011; Birkhofer et al., 2014). Both groups seem to be negatively affected, not only by pesticide use (Riechert, 1998), but also by deep ploughing; on the other hand, reduced tillage systems (Kromp, 1999) as well as lower tillage frequency (Puech et al., 2014) can support their populations.

Our study looks at long-term operation of the organic farming system and compares this with practice and diversity in conventional farming. Using the example of soil invertebrates, with emphasis on carabids and spiders, the study focuses on identifying problematic management interventions which influence their diversity.

Materials and Methods

Study site. The research was carried out on experimental plots at the Czech University of Life Sciences in Prague – Uhříněves (50°2′13.002″ N, 14°37′1.956″ E), Czech Republic. According to figures at the Czech Hydrometeorological Institute, the climate of the territory is moderately continental with an average temperature of 9.2 ^{o}C and precipitation of 515 mm with a maximum between late spring and summer, and a minimum in winter. The soil type at the locality is Haplic Luvisols (IUSS, 2014). Monitoring of agroecosystems in wheat was carried out over four years (2010–2014) and in oilseed rape over three years (2010–2013). These plots underwent a long-term comparative trial of organic and conventional farming which began 15 years prior to the start of our monitoring. This means that, after such a long period, differences between the two agricultural approaches may be evident.

Experimental design. Within the crop rotation system on a 2-hectare experimental plot, we focused on the growth of winter rape (*Brassica napus* L.) and winter wheat (*Triticum aestivum* L.). In the conventional farming system both these crops were grown after a grain-leguminous mix, while in the organic farming system the preceding crop was alfalfa. In individual years pitfall traps were set in each variant

within the experimental plot for late spring and summer. Soil samples were taken from each variant twice a year. Both traps and soil samples were situated in the inner parts of experimental plots to avoid edge effect. The basic agro-technical methods in both crops were identical – a ploughing system was used. The conventional variant involved chemical input: in both crops easily soluble nitrogen in mineral fertilizer was applied in 2–3 batches, amounting to 120–160 kg ha^{-1} N. A summary of interventions in both crops is shown in Table 1.

Table 1. Mechanical and agro-chemical interventions and their frequency in individual years, in organically and conventionally cultivated crops

	Organic treatment				Conventional treatment			
Study year	1st	2nd	3rd	4th	1st	2nd	3rd	4th
Winter oilseed rape								
Hoeing	2×	2×	2×	-	-	-	-	-
Herbicides	-	-	-	-	2×	3×	2×	-
Insecticides	-	-	-	-	2×	1×	1×	
Yield (t ha^{-1})	2.83	3.39	3.01	-	5.49	5.03	5.54	-
Winter wheat								
Harrowing	3×	3×	3×	4×	-	-	-	-
Herbicides	-	-	-	-	2×	1×	1×	2×
Insecticides	-	-	-	-	2×	2×	2×	2×
Fungicides	-	-	-	-	2×	2×	2×	2×
Yield (t ha^{-1})	5.46	7.40	6.70	6.20	7.30	8.26	8.23	6.96

Winter oilseed rape: herbicides with a.i. metazachlor 400 g L^{-1}, clopyralid 267 g L^{-1} and picloram 67 g L^{-1}; insecticides with a.i. chlorpyrifos 500 g L^{-1} and cypermethrin 50 g L^{-1}; winter wheat: herbicides with a.i.s fluroxypyr 333 g L^{-1} and clopyralid 300 g L^{-1}; insecticides with a.i. chlorpyrifos 500 g L^{-1}, cypermethrin 50 g L^{-1}, thiacloprid 100 g L^{-1} and deltamethrin 10 g L^{-1}; fungicides with a.i. tebuconazole 250 g L^{-1} and metconazole 60
g L^{-1}

Fauna sampling and processing. Soil invertebrates were sampled each year in spring–summer by two methods: pitfall trapping of ground-dwelling invertebrates and heat-extraction of soil-dwelling invertebrates from soil samples. 1) Five pitfall traps

(plastic cups 7cm in diameter with metal covers, filled with a 4% water formaldehyde solution) were set in each field from April–May of each year and were emptied twice a month until July. The catches for each year in each of the fields were analysed. Such data is known as activity-density, as the number of animals entering traps is dependent on both activity and density. 2) Five soil samples (area of each 1/30 m^2, 15 cm depth) were taken twice a year (May, July) in each variant of field and crop using a metal soil sampler. Soil invertebrates were heat-extracted from samples in simple thermoextractors during the subsequent 14 days and abundance of soil dwelling animals of individual groups was calculated (Tuf, Tvardík, 2005).

Statistical analysis. The abundance and activity-density of soil invertebrates from plots of the same crop, but differing in management, were compared using the χ^2 test comparing the difference between the two ratios. Quantitative data of activity-density patterns of individual species from pitfall traps was evaluated by programme *Canoco* for *Windows*, version 4.5 (Ter Braak, Šmilauer, 1998). The effect of different forms of management on distribution of ground beetles and spiders was evaluated by unimodal principal component analysis (PCA), and the best model was selected using Monte-Carlo permutation tests. The form of management (organic *vs* conventional) and type of growth (wheat *vs* oilseed rape) were used as environmental variables, whereas the year of sampling was used as a covariable. Species of ground beetles and spiders of which overall catch exceeded 10 individuals were used as species variables.

Results

When evaluating the results obtained, we focused on the selected groups of soil fauna in conventional and organic farming systems. Numbers of individuals in both systems and both crops (winter wheat and winter rape) are summarized in Figures 1 and 2. Total abundance as well as total activity-density is significantly higher on sites with conventional management in both wheat ($p \leq 0.001$ and $p \leq 0.05$, respectively) and rape crops (both $p \leq 0.001$). Beetles and spiders are among the most active-dense animals in both types of crop, we therefore studied these model groups at species level. Although beetles are more active-dense in conventionally managed crops (similar to ants in wheat crops), the spiders prefer sites with organic management in both crops, similar to harvestmen in rape crops (Fig. 1). On the other hand, conventional sites of both wheat

and rape are preferred by soil-dwelling animals, where abundance in soil samples is significantly higher for larvae of beetles, as well as for springtails (in wheat only) or mites and millipedes (in rape only) (Fig. 2).

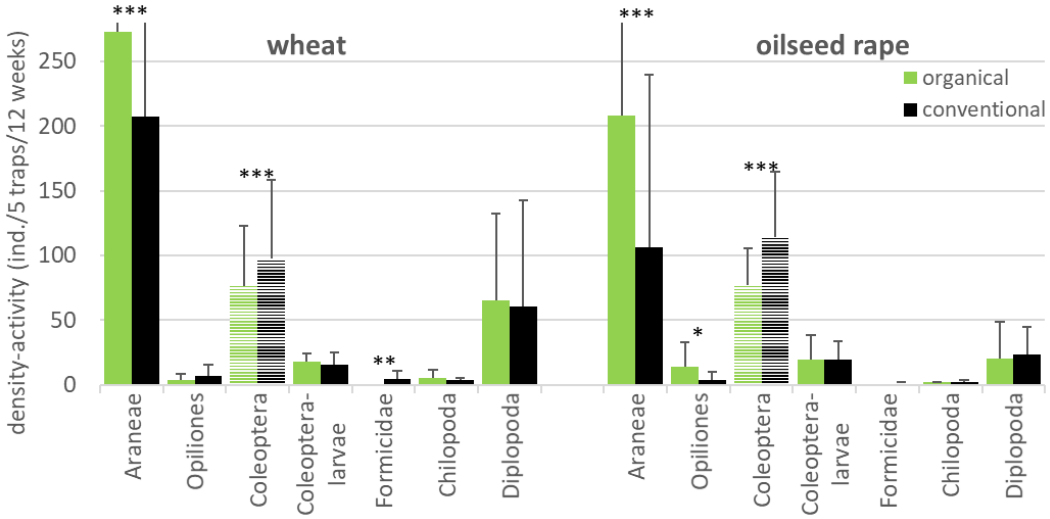


Figure 1. Comparison of mean year density-activity of soil surface active animals on wheat and oilseed rape sites managed both organically and conventionally. Significant differences between plots with different management are highlighted by asterisks: * for $p \leq 0.05$, ** for $p \leq 0.01$ and *** for $p \leq 0.001$. *Note.* The number of trapped beetles (Coleoptera) was reduced ten times for lucidity and is highlighted by hatching.

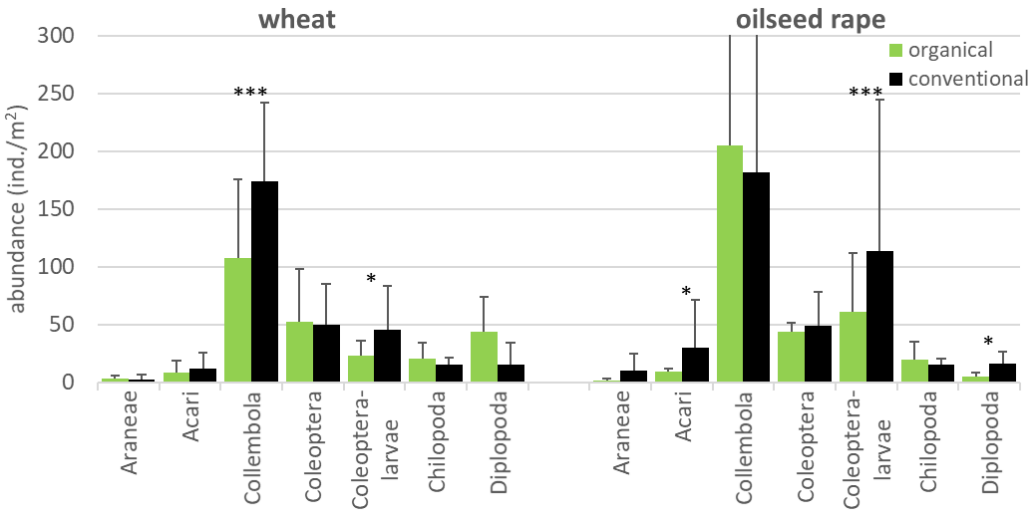


Figure 2. Comparison of mean year abundance of heat extracted soil-dwelling animals on wheat and oilseed rape sites managed both organically and conventionally.

Significant differences between abundance on plots with different management are highlighted by asterisks: * for $p \leq 0.05$, ** for $p \leq 0.01$ and *** for $p \leq 0.001$.

Carabid beetles in different crops and farming systems. When interpreting the results (via PCA analysis) of beetle species trapped in individual crops and farming systems, it is apparent that the type of crop is more significant (in terms of species difference) than the farming system used (Fig. 3). Irrespective of crop preference, the most dominant species *Pterostichus melanarius* is more active on conventionally managed plots (both crops: $p \leq 0.001$). The same significant pattern is visible on rape sites for *Anchomenus dorsalis* and *Poecilus cupreus* (both: $p \leq 0.001$), whereas *Brachinus crepitans* predominates on organically managed rape plots ($p \leq 0.001$). On the other hand, on wheat plots, *P. cupreus*, along with *Pseudoophonus rufipes* and *Amara ovata*, prefer plots under organic management ($p \leq 0.001$, $p \leq 0.01$ and $p \leq 0.05$, respectively). Other species show no significant difference in activity pattern between plots under different management.

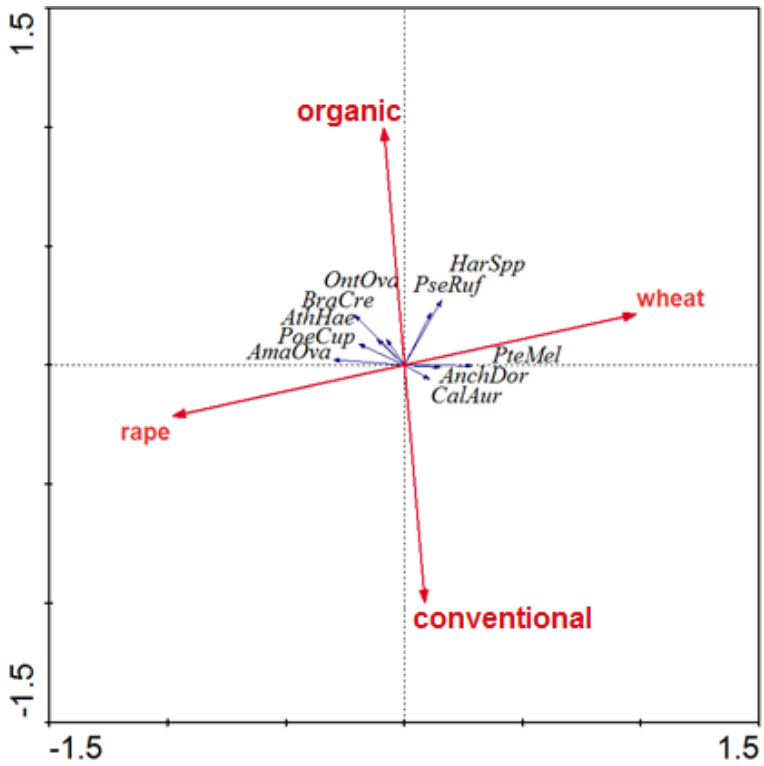


Figure 3. Principal component analysis (PCA) of beetles trapped in individual crops and farming systems. Environmental variables with significant contribution to model are highlighted in larger typeface; the first axis describes 55.9%, while the whole model

describes 65.7% of variability in species distribution. Abbreviations: AmaOva: *Amara ovata*, AnchDor: *Anchomenus dorsalis*, AthHae: *Athous haemorrhoidalis*, BraCre: *Brachinus crepitans*, CalAur: *Calosoma auropunctatum*, HarSpp: *Harpalus* spp., OntOva: *Onthophagus ovatus*, PoeCup: *Poecilus cupreus*, PseRuf: *Pseudofonus rufipes*, PteMel: *Pterostichus melanarius*.

Spiders in different crops and farming systems. In contrast to carabids, PCA analysis of spider species found in different crops and farming systems shows not only the influence of crop type, but also of the farming system used (Fig. 4).

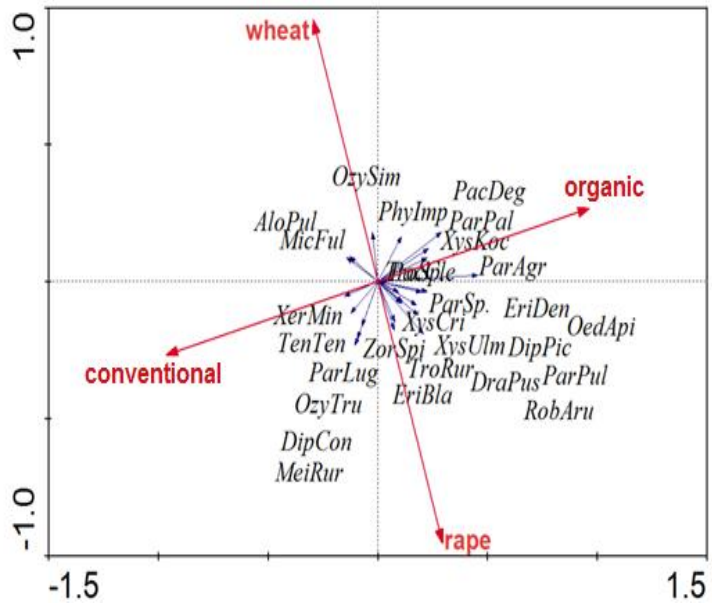


Figure 4. Principal component analysis (PCA) of spider species found in different crop and farming systems. All environmental variables have significant contribution to model; the first axis describes 42.3%, while the whole model describes 57.7% of variability in species distribution. Abbreviations: AloPul: *Alopecosa pulverulenta*, DipPic: *Diplocephalus picinus*, DipCon: *Diplostyla concolor*, DraPus: *Drassyllus pusillus*, EriBla: *Erigone atra*, EriDen: *Erigone dentipalpis*, MeiRur: *Meioneta rurestris*, MicFul: *Micaria fulgens*, OedApi: *Oedothorax apicatus*, OzySim: *Ozyptila simplex*, OzyTru: *Ozyptila trux*, PacCle: *Pachygnatha clercki*, PacDeg: *Pachygnatha degeneri*, ParAgr: *Pardosa agrestis*, ParLug: *Pardosa lugubris*, ParPal: *Pardosa palustris*, ParPul: *Pardosa pullata*, ParSp.:*Pardosa* sp., PhyImp: *Phylloneta impressa*, RobAru: *Robertus arundineti*, TenTen: *Tenuiphantes tenuis*, TroRur: *Trochosa ruricola*, TroSp.: *Trochosa* sp., XerMin: *Xerolycosa miniata*, XysCri: *Xysticus cristatus*,

XysKoc: *Xysticus kochi*, XysUlm: *Xysticus ulmi*, ZorSpi: *Zora spinimana*

Irrespective of crop preference, the most active-dense species *Oedothorax apicatus* is, in terms of rape crops, more numerous on sites under organic management ($p \leq 0.001$). The same significant pattern is visible on sites of both crops for *Pachygnatha degeeri* and *Pardosa agrestis* ($p \leq 0.001$, *P. degeeri* on rape plots $p \leq 0.05$). This preference is significant also for *Drassyllus pusillus* on wheat sites and *Erigone atra* on rape sites (both $p \leq 0.001$), whereas *E. atra* predominates on conventionally managed wheat plots ($p \leq 0.001$). Another species with a slight significant preference for conventionally managed plots is *Pardosa pullata* on plots of rape ($p \leq 0.05$). Other species show no significant difference in activity pattern between plots under different management.

Discussion

Over a four-year period, the effect of organic and conventional agriculture on soil invertebrates was studied in winter wheat and winter oilseed rape fields. Plots under organic agriculture did not support greater abundance of soil invertebrates at all. Conventionally managed plots were more favourable for ground beetles (cf. Rana et al., 2010), whereas organically managed plots supported abundance of spiders.

It can be quite difficult to actually determine the influence of different farming systems, as the abundance of arthropods varied considerably within each farming system, sometimes more than between organic and conventional farming. Many factors such as soil characteristics, plant diversity within fields, soil tillage, and non-crop habitat in the surrounding environment affect ground beetles, and this could explain the variable results (Holland, Luff, 2000). Change may even occur in the course of time, due to changes in farming systems (Rusch et al., 2013). Results given by Puech et al. (2014) suggest that farmers can implement strategies that enhance populations of natural enemies within crops, regardless of whether the farms have received organic certification. These authors also show that there is enough flexibility in the strategies of both farming systems to enhance natural enemy populations. They found that the different responses, which we also found for ladybirds, carabid beetles and parasitoids, emphasized the need to account for a large spectrum of groups of species when studying the effects of farming practices on communities of natural enemies of crop pests and

biological control. In research by Diekötter et al. (2010) ground beetle activity as well as diversity was neither affected by management type nor landscape context. Spider activity, but not diversity, tended to be affected by landscape context, showing higher activity in conventional context than organic context. Predaceous carabid species may benefit from increased availability of potential herbivore prey in highly productive conventionally managed wheat fields and may later shift to organic fields, as they offer ample seeds and prey due to their diversity of arable weeds (Rivers et al., 2018).

It is not easy to judge the effect of organic and conventional agriculture on biodiversity, even due to the fact that conventional systems often involve elements of organic farming and vice versa (Thorbek, Bilde, 2004). There are often considerable differences between organic and conventional agriculture in particular conditions, which does not only mean the use of pesticides but also the way the soil is worked. In some cases these interventions can be quite a harmful factor in terms of biodiversity of soil fauna (Silva et al., 2018). This author states that physical disturbance (e.g. ploughing) is a key factor affecting biotic activity and species diversity in agro-ecosystems. The bigger ground beetle, predator of crop pests *P. melanarius*, can be significantly more numerous in minimum tillage than frequent tillage conditions. Small carabids (as *A. dorsalis*) can, according to references, be even more abundant in frequent tillage conditions (Kennedy et al., 2013), as these fields are characterised by less competition from larger species. The systems examined in our study also differed in mechanical intervention, where organically farmed land was worked intensively (Table 1), i.e. hoeing and harrowing to eliminate weeds. For each crop, spraying with pesticides, often in early spring when most species are wintering in the soil, seemed to have relatively less impact (e.g. on dominant *P. melanarius* populations) than tillage. Similarly Legrand et al. (2011) reported that under both organic and conventional management, intensive deep tillage during the reproduction period resulted in rapid population extinction of *P. melanarius* despite the presence of grass margins. Our results correspond with this conclusion that the spread of *P. melanarius* larvae due to farming practices was the key to species presence in crop fields. Compared with harrowing, hoeing is a more intensive and deeper intervention to the soil environment. This finding can be taken as a general recommendation for the timing of mechanical interventions, either as early as possible (while respecting other circumstances), or later, when carabids are in the imago stage (if

this will not destroy the crop). Organic management could be less effective as it requires repeated soil tillage to compensate for the lack of herbicide use.

In research by Doring and Kromp (2003) *Amara* species were more active in organic crops, we confirmed this result in wheat plots only. As *A. ovata* feeds on plant seeds, the high activity of this species in oilseed rape could indicate a preference for crops other than cereals (Eyre et al., 2013) due to highly selective herbicides in wheat fields. The activity of *Brachinus crepitans* followed the activity of *Amara*, as its larvae parasitize on *Amara* pupae.

In the case of spiders, a reduction in mechanical disturbance increased diversity (Thorbek, Bilde, 2004), whereas direct destruction of spiders (mainly larger species) or their prey, or negative effects on habitat heterogeneity, were the most likely reasons for reduced abundance. In our study abundance of *P. agrestis* was higher on organically farmed fields, despite mechanical disturbance. Mechanical management was carried out in autumn and spring, during this period this species is juvenile (smaller body size) and mechanical disturbance has a lesser impact on it.

More spider specimens were found on organically farmed plots, which confirmed several studies, e.g., Batáry et al. (2012) and Feber et al. (2015). Organically farmed crops are usually less dense and occasionally disturbed by mechanical intervention against weeds. Locations which are light and disturbed suit light-dependent spider species, proven by the higher abundance of the dominant species, *O. apicatus* and *P. agrestis*, in organic oilseed rape. These spiders are effective in controlling growth pests. The lower density in oilseed rape is testified by a much lower yield than the conventional variant (Table 1). High species richness of weeds in fields can increase spider diversity, because more host plants increase the amount of prey for spiders (Batáry et al., 2012). The conventional system is typical in its use of pesticides, which have an indirect impact to spiders – decrease abundance and quality of prey. In wheat, the *Pardosa agrestis* species was more abundant in the organic system, which enables easier movement for active hunting wolf spiders (both *Pardosa* and *Trochosa* species). On the other hand, increased abundance of small spider species (particularly Linyphiidae) in a conventional agriculture system should be due to better and faster colonisation by ballooning (Feber et al., 2015). These small spiders were less affected by the use of pesticides than by mechanical treatment in organic farming. In the case of millipedes higher abundance in conventional oilseed rape can correspond with higher

humidity and amount of organic litter. Millipedes are hygrophilous and detritovorous, the presence of dead organic matter is an important factor affecting the number of millipedes (Berg, Hemerik, 2004).

Conclusions

1. Carabid populations were affected negatively by mechanical interventions on plots of organic wheat, as documented from the 1st year of evaluation, when, due to a warm winter, farmers carried out these interventions sooner with no effect on carabids. By contrast, in the 4th year of evaluation, following deep snow cover, the soil surface was harrowed four times (compared with only three times in previous years) with negative effect on carabid communities. Mechanical interventions may not be a problem for spiders as they winter in field margins and surrounding grassy sites.

2. It seems evident that individual taxa of the same ecological group – soil-dwelling fauna in this case – respond differently to the effects of long-term organic farming. Rejecting some conventional technologies and replacing these with an organic system can result in an uncontaminated harvest, but on the other hand, it can negatively affect some animal species. When considering individual interventions within the system, its biological and ecological context must be taken into account. In terms of agroecosystems, this means applied ecology or ecology of food systems. Properly targeted management, with regard to the requirements of individual species, can be more important than the choice of farming system. A credible evaluation of all positive and negative effects should be carried out before choosing the best farming system.

Acknowledgements

The authors would like to express their thanks to the Czech National Agency for Agricultural Research (project QJ 1630422) for its help in completing this article. The authors are thankful to two anonymous reviewers for their suggestions.

References

1. Arus L., Kikas A., Luik A. 2012. Carabidae as natural enemies of the raspberry beetle (*Byturus tomentosus* F.). Zemdirbyste-Agriculture, 99 (3): 327–332.
2. Batáry P., Holzchuh A., Orci K. M., Samu F., Tscharntke T. 2012. Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management

intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 146: 130–136. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.018

3. Bengtsson J., Ahnström J., Weibull A. C. 2005. The effect of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42: 262–269. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x
4. Berg M. P., Hemerik L. 2004. Secondary succession of terrestrial isopod, centipede, and millipede communities in grasslands under restoration. Biology and Fertility of Soils, 40: 163–170. *DOI 10.1007/s00374-004-0765-z*
5. Birkhofer K., Ekroos J., Corlett E. B., Smith H. B. 2014. Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across Central and Northern Europe. Biological Conservation, 175: 25–33. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.014
6. Bruno J. F., Cardinale B. J. 2008. Cascading effects of predator richness. Frontiers in Ecology and the Environment, 6: 539–546. https://doi.org/10.1890/070136
7. Cardoso E. J. B. N., Vasconcellos R. L. F., Bini D., Miyauchi M. Y. H., dos Santos C. A., Alves P. R. L., de Paula A. M., Nakatani A. S., Pereira J. D., Nogueira M. A. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? Scientia Agricola, 70 (4): 274–289. http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162013000400009
8. Council of the European Union 2007. Council Regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No. 2092/91.
9. Diekötter T., Wamser S., Wolters V., Birkhofer K. 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137: 108–112. DOI: 10.1016/j.agee.2010.01.008
10. Doring T. F., 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. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00077-X
11. Dytrtová K., Šarapatka B., Opršal Z. 2016. Does organic farming influence landscape composition? Two cases from the Czech Republic, Agroecology and Sustainable Food Systems, 40: 714–735. https://doi.org/10.1080/21683565.2016.1186131

12. Ekroos J., Hyvonen T., Tiainen J., Tiira M. 2010. Responses in plant and carabid communities to farming practises in boreal landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135: 288–293. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.007
13. Eyre M. D., Luff M. L., Leifert C. 2013. Crop, field boundary, productivity and disturbance influences on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in the agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 165: 60–67. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.12.009
14. Feber R. E., Johnson P. J., Bell J. R., Chamberlain D. E., Firbank L. G., Fuller R. J., Manley W., Mathews F., Norton L., Townsend M., MacDonald D. W. 2015. Organic farming: Biodiversity impact can depend on dispersal characteristics and landscape content. PLoS ONE 10 (8), https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135921
15. Fuller R. J., Norton L. R., Feber R. E., Johnson P. J., Chamberlain D. E., Joys A. C., Mathews F., Stuart R. C., Townsend M. C., Manley W. J., Wolfe M. S., MacDonald D. W., Firbank L. G. 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. Biology Letters, 1: 431–434. DOI: 10.1098/rsbl.2005.0357
16. Holland J. M., Luff M. L. 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. Integrated Pest Management. Reviews, 5: 109–129. DOI: 10.1023/A:1009619309424
17. Holland J. M., Thomas C. F. G., Birkett T., Southway S., Oaten H. 2005. Farm-scale spatiotemporal dynamics of predatory beetles in arable crops. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1140–1152. https://www.jstor.org/stable/3505865
18. IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. Rome, FAO, 192 p.
19. Kennedy T. F., Connery J., Fortune T., Forristal D., Grant J. 2013. A comparison of the effects of minimum-till and conventional-till methods, with and without straw incorporation, on slugs, slug damage, earthworms and carabid beetles in autumn-sown cereals. Journal of Agricultural Science, 151: 605–629. https://doi.org/10.1017/S0021859612000706
20. Kromp B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review of pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 187–228. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00037-7

21. Legrand A., Gaucherel C., Baundry J., Meynard J. M. 2011. Long-term effects of organic, conventional, and integrated crop systems on Carabids. Agronomy for Sustainable Development, 31: 515–524. DOI 10.1007/s13593-011-0007-3
22. Levin G. 2007. Relationships between Danish organic farming and landscape composition. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 330–344. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.018
23. Puech C., Baundry J., Joannon A., Poggi S., Aviron S. 2014. Organic *vs.* conventional farming dichotomy: Does it make sense for natural enemies? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 194: 48–57. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.002
24. Rana N., Rana S. A., Khan H. A., Sohail A. 2010. Assessment of possible threats to soil macro-invertebrates diversity in wheat fields from high input farming. International Journal of Agriculture and Biology, 12: 801-808.
25. Rahmann G. 2011. Biodiversity and Organic farming: What do we know? Landbauforschung, 61: 189-208.
26. Riechert S. E. 1998. The role of spiders and their conservation in the agroecosystem. In: Pickett C. H., Bugg R. L. (eds.). Enhancing biological control: habitat management to promote natural enemies of agricultural pests. University of California Press, p. 211–237.
27. Rivers A. N., Mullen C. A., Barbercheck M. E. 2018. Cover crop species and management influence predatory arthropods and predation in an organically managed, reduced-tillage cropping system. Environmental Entomology, 47: 340–355. doi: 10.1093/ee/nvx149
28. Roschewitz T., Gabriel D., Tscharntke T., Thies C. 2005. The effect of landscape complexity on arable weed diversity in organic and non-organic farming. *Journal of Applied Ecology,* 42: 873–882. doi: 10.1111 / j.1365-2664.2005.01072.x
29. Rusch A., Bommarco R., Chiverton P., Oberg S., Wallin H., Wiktelius S., Ekbom B. 2013. Response of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) communities to changes in agricultural policies in Sweden over two decades. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 176: 63–69. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.014

30. Schneider M. K., Luscher G., Jeanneret P. et al. 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated to the farm level. Nature Communications, 5: 4151. DOI: 10.1038/ncomms5151
31. Silva R. A., Siqueira G. M., Costa M. K. L., Guedes Filho O., Silva E. F. F. 2018. Spatial variability ofsoil fauna under different land use and managements. Rev Bras Cienc Solo, 42: e0170121.
32. Soderman A. M. E., Ekroos J., Hedlund K., Olsson O., Smith H. G. 2016. Contrasting effects of field boundary management on three pollinator groups. Insect Conservation and Diversity, 9: 427-437. doi: 10.1111/icad.12179
33. Stockdale E. A., Watson C. A. 2009. Biological indicators of soil quality in organic farming systems. Renewable Agriculture and Food Systems, 24/4: 308–318. https://doi.org/10.1017/S1742170509990172
34. Sunderland K. D., Samu F. 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. Entomologia Experimentalis et Applicata, 95: 1–13. https://doi.org/10.1046/j.1570-7458.2000.00635.x
35. Ter Braak C. J. F., Šmilauer P. 1998. Canoco reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination, version 4. Microcomputer Power, USA.
36. Thorbek P., Bilde T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. Journal of Applied Ecology, 41: 526–538. https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00913.x
37. Tscharntke T., Tylianakis J. M., Rand T. A. et al. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. Biological Reviews, 87: 661–685. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x
38. Tuf I. H., Tvardík D. 2005. Heat-extractor – indispensable tool for soil zoological studies. In : Tajovský K., Schlaghamerský J., Pižl V. (eds.). Contributions to Soil Zoology in Central Europe I. ISB AS CR, České Budějovice, p. 191–194.
39. Vasseur C., Joannon A., Aviron S., Burel F., Meynard J. M., Baudry J. 2013. The cropping systems mosaic: how does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? Agriculture, Ecosystems and Environment, 166: 3-14. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.013

8.1.1 Potvrzení přijetí rukopisu k uveřejnění v Zemdirbyste-Agriculture

LITHUANIAN RESEARCH CENTRE FOR AGRICULTURE AND FORESTRY

Instituto a. 1, Akademija, LT-58344 Kėdainiai distr., LITHUANIA
Tel. +370 347 37 057 / 37 271, fax. +370 347 37 096, e-mail: lammc@lammc.lt, http://www.lammc.lt
Enterprise code 302471203, VAT code LT 100005122310

Faculty of Science,
Palacký University in Olomouc,
Czech Republic

15 04 2019 No. CD-4- 162

Re: acknowledgement of the acceptance of manuscript for publication in the scientific journal "Zemdirbyste-Agriculture"

This document is to certify that the manuscript "The effect of farming system and management practices on surface-dwelling soil macrofauna", submitted by scientists Vojtěch Chmelik, Bořivoj Šarapatka, Ondřej Machač, Jan Mikula, Vratislav Laška and Ivan H. Tuf from the Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, Czech Republic, was received and registered on 16 08 2018 (registration No. 2278) at the Editorial Office of scientific journal "Zemdirbyste-Agriculture" (e-ISSN 2335-8947).

It has been positively refereed and assessed, and with the final approval of the Editorial Board is intended to be published in the scientific journal "Zemdirbyste-Agriculture" in 2019, vol. 106, No. 4.

Chairperson of the Editorial Board
of the scientific journal "Zemdirbyste-Agriculture" Zenonas Dabkevičius

Tel.: (+370) 347 37 135, 676 12 791; e-mail: daiva.puidokiene@lammc.lt

8.2 Příloha II.

Hay-bait traps are a useful tool for sampling of soil dwelling millipedes and centipedes

Ivan H. Tuf[1], Vojtěch Chmelík[1], Igor Dobroruka[1], Lucie Hábová[1], Petra Hudcová1, Jan Šipoš[1,2,3], Slavomír Stašiov[4]

1:Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University, Šlechtitelů 11, 77900 Olomouc, Czech Republic. **2:** Department of Biology and Ecology, Faculty of Science, University of Ostrava, Chittusiho 10, 71000 Slezská Ostrava, Czech Republic. **3:** Global Change Research Centre, Academy of Sciences of the Czech Republic, Bělidla 986/4a, 603 00 Brno, Czech Republic. **4:** Department of Biology and General Ecology, Faculty of Ecology and Environmental Sciences, Technical University in Zvolen, T. G. Masaryka 24, 96053 Zvolen, Slovakia

Corresponding author: Ivan H. Tuf (ivan.tuf@upol.cz)

Abstract

Some species of centipedes and millipedes inhabit upper soil layers exclusively and are not recorded by pitfall trapping. Because of their sensitivity to soil conditions, they can be sampled quantitatively for evaluation of soil conditions. Soil samples are heavy to transport and their processing is time consuming, and such sampling leads to disturbance of the soil surface which land-owners do not like. We evaluated the use of hay-bait traps to sample soil dwelling millipedes and centipedes. The effectiveness of this method was found to be similar to the effectiveness of soil sampling. Hay-bait traps installed for 8–10 weeks can substitute for direct soil sampling in ecological and inventory studies.

Keywords Diplopoda, Chilopoda, soil sampling, agroecosystem, soil fauna

Introduction

Soil macrofauna is commonly used for monitoring or evaluation of sites. Besides ground beetles (e.g. Hůrka et al. 1996, Kotze et al. 2011), spiders (e.g. Buchar and Růžička 2002, Maelfait et al. 2004) or woodlice (e.g. Souty-Grosset et al. 2005, Tuf and Tufová 2008), centipedes and millipedes are sampled frequently too (Tuf and Tufová 2008, Dunger and Voigtländer 2009). Nevertheless, not all species of centipedes and millipedes are ground-dwelling with many species inhabiting the upper soil layer exclusively (Lee 2006, Barber and Keay 1988). Soil dwelling animals can be sampled using litter/soil sieving, soil sampling or hand-collecting. Sieved material and soil samples have to be hand-sorted or processed using heat extractors, e.g. Tullgren funnel or Kempson apparatus (Tuf and Tvardík 2005). Handling of soil samples can be difficult due to the higher weight of samples (one sample of size 25 × 25 × 10 cm weighs around 6 kg). Litter/soil sieving can reduce the weight of samples, nevertheless as with hand-collecting, it is time consuming and attention-intensive. Moreover, soil sampling can cause damage to the site; pot-holes created by a soil corer can endanger people passing the site and can increase water erosion on slopes. These pot-holes are definitely not popular among land-owners of the sampled sites. For these reasons (severity of sampling, damage of ground), we have attempted to evaluate the effectiveness of sampling centipedes and millipedes using hay-bait traps. The aims of this research were 1) comparison of the efficiency of hay-bait trapping, soil sampling and pitfall trapping and 2) to find the optimal length of exposure of hay-bait traps for maximum efficiency.

Material and methods

Field study

The research was done at three sites in the Czech Republic from May to July 2013. The first site was an alfalfa field (49°34.41'N, 17°17.17'E) on the border of the town of Olomouc. This large field of ca 250 square metres is surrounded by other fields (with cereals) and a railway embankment. In the previous year it had also grown alfalfa. The field is under conventional management including use of herbicides and ploughing. The

second site was an old meadow (50°26.85'N, 15°0.00'E) being mown once to twice per year for the last 30 years. This meadow of ca 500 square metres is surrounded by fields and gardens with mixed wood across the road and is ca 6 km north-east of the town of Mladá Boleslav. The third site studied was a mixed forest (49°15.66'N, 17°17.72'E) 6 km south-west of the town of Kroměříž. The forest is classified as Fageto-Quercetum illimerosum trophicum; dominant trees are oaks, hornbeams and some pines, with Rubus fruticosus, Galium odoratum and Galium aparine as dominants of undergrowth. The soil surface of this forest is covered by a rather thick layer of oak leaf litter.

In the Czech Republic generally, the weather conditions during the study period were characterised by average or slightly increased temperatures and higher than average precipitation in May-June, and a very hot July in contrast to long-term average values. The previous winter season was rather warmer and with higher precipitation (ref. historical territorial data at www.chmi.cz). Soil macrofauna, including millipedes and centipedes, was sampled using three methods at each site. Pitfall traps (10 traps consisting of glass jars with inserted plastic pots of diameter 7.5 cm filled with 2 dl of 4% formaldehyde in water with some detergent, metal covers) were arranged in 2 lines of 5 traps with a span of 10 m, and inspected at 2-week intervals. Five soil samples (25 × 25 × 10 cm including litter layer) were obtained using a spatula, three times per study (i.e. 15 soil samples per site) and transported to the laboratory in plastic bags. Hay-bait traps were made from a wire gauze (2 cm mesh) shaped as a simple pocket of size 25 × 25 cm. Each pocket was marked by a code written on the band. These pockets were filled with hay (commercial hay mixture for feeding rodent pets) and submerged into water for 2 hours before installation. Altogether, 60 hay-bait traps were placed horizontally at each site in a following scheme: 5 lines of 12 traps (2-5 cm under soil surface) over a length of 2 m with 10 m between lines. All traps were installed at the same time and 5 traps were taken away each week during the course of the study lasting for 12 weeks. Hay-traps were transported into the laboratory inside separate plastic bags.

Sample processing

Soil samples and hay-traps were heat-extracted immediately in the laboratory using simple Kempson devices (Tuf and Tvardík 2005). Hay-traps were extracted for a week, soil samples for 2 weeks, both under electric 60W-bulbs. Extracted animals from both soil samples and hay-traps were sorted to higher taxonomic groups and millipedes and centipedes were identified to the species level.

Data analyses

We tested the effects of trapping time and methods on species richness by repeatedmeasures on traps with nested design. The traps were nested in each of the three study sites (field, meadow, forest). Explanatory variables in the model were trapping time and trapping methods. The response variable was defined as a number of species per trap for particular time and place. Habitat type was used as random variable. We used a mixed model to estimate the correct error term and degrees of freedom. To test this effect, a generalized linear mixed model (glmmPQL, part of R package MASS) was used with negative binomial error distribution and log link function (Bates et al. 2014). To test if one level of a particular factor (trapping method and study site) is more variable than other levels of the same factor, a permutation test was used (permutest.betadisper, part of R package vegan). This permutation based method tests pairwise comparisons of group mean dispersions. It is based on the t-statistic computed on pairwise group dispersions. A distance matrix was computed based on “Bray-Curtis” index of dissimilarity (vegdist, part of R package vegan). Then the function “betadisper” (part of vegan package in R) was used to calculate variance for each group of samples. Variance was computed as average distance of group members to the group centroid. Rarefaction curves were constructed to show how the species richness varies for the same sample size between the three trapping methods. Function “rarefy” (part of vegan package in R software) computed the expected species richness and standard deviation in random subsamples of a particular sample size from the community. Data were analysed using R software (R Development Core Team 2011).

Results

Altogether, we obtained 541 millipedes from 17 species and 435 centipedes from 13 species (Table 1). Based on the number of recorded animals, the richest site was the forest (553 myriapods) and poorest site was the field (100 myriapods). Number of species showed the same pattern: 21 myriapod species in the forest and 6 in the field. Soil sampling was the least efficient for sampling species (9 millipede and 7 centipede species) as well as individuals (36 and 100 individuals respectively), whereas pitfall traps and hay-bait traps were similar in their efficiency: 14–15 millipede and 9–10 centipede species; for number of individuals, see Table 1. Methods at individual sites were evaluated according to their efficiency using rarefactions (Fig. 1). Bait traps sampled higher numbers of species in contrast to other methods in the field site, meanwhile increasing sampling effort (number of sampled animals) was connected with a bigger species list in bait traps as well as in pitfall traps in forest. Differences between species lists at all sites and lists sampled by individual methods were compared by pairwise comparisons and differences confirmed between all pairs of sites (Table 2a). Nevertheless, the same analysis revealed there was no statistically significant difference between the suite of species sampled by hay-bait traps and soil samples (Table 2b). Evaluation of colonization of hay-bait traps (Fig. 2) showed that the highest diversity as well as abundance of collected myriapods in these traps is after 7 weeks following installation in field, or 9-10 weeks following installation in forest or meadow. A longer period of exposure leads to a decrease of both parameters of myriapod communities. Generalized linear mixed models reveal that changes in abundance during exposure was significantly influenced by the second power of time (LRT = 6.43, p = 0.040, AIC = 667.83). The analogous model for diversity confirmed significant changes during time (LRT = 5.81, p = 0.042, AIC = 543.38) which were site dependent too (LRT = 6.74, p = 0.034, AIC = 544.12).

Table 1. List of millipedes obtained using three methods from three biotopes (ind./10 pitfall traps/12 weeks, ind./60 bait traps and ind./0.94m2 respectively.

	Pitfall traps			Hay-bait traps			Soil samples			Total pitfall traps	Total hay-bait traps	Total soil samples
	field	meadow	forest	field	meadow	forest	field	meadow	forest			
Glomeris connexa C. L. Koch, 1847	-	9	1	-	-	1	-	-	-	10	1	0
Blaniulus guttulatus (Fabricius, 1798)	-	2	-	-	31	1	-	2	-	2	32	2
Brachyiulus bagnalli (Curtis, 1845)	2	-	-	5	-	-	-	-	-	2	5	0
Cylindroiulus boleti (C.L. Koch, 1847)	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3	0	0
Cylindroiulus caeruleocinctus (Wood, 1864)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0	0
Enantiulus nanus (Latzel, 1884)	-	-	64	-	-	32	-	-	4	64	32	4
Julus scandinavius Latzel, 1884	-	-	-	-	-	1	-	-	-	0	1	0
Leptoiulus proximus (Němec, 1896)	-	-	2	-	-	1	-	-	-	2	1	0
Megaphyllum projectus Verhoeff, 1894	-	-	2	-	-	2	-	-	-	2	2	0
Ommatoiulus sabulosus (Linnaeus, 1758)	-	-	10	-	-	11	-	-	4	10	11	4
Ophiulus pilosus (Newport, 1842)	27	-	-	59	-	-	2	-	-	27	59	2
Unciger foetidus (C.L. Koch, 1838)	-	9	36	-	30	26	-	3	2	45	56	5
Brachydesmus superus Latzel, 1884	-	-	-	-	-	-	-	3	-	0	0	3
Polydesmus complanatus (Linnaeus, 1761)	-	3	1	-	2	3	-	-	1	4	5	1
Polydesmus denticulatus C.L. Koch, 1847	-	8	-	-	7	-	-	-	-	8	7	0
Polydesmus inconstans Latzel, 1884	-	1	-	-	39	-	-	6	-	1	39	6
Strongylosoma stigmatosum (Eichwald, 1830)	-	-	47	-	-	26	-	-	9	47	26	9
Diplopoda	30	32	166	64	109	104	2	14	20	228	277	36
Clinopodes flavidus C.L. Koch, 1847	-	-	2	1	-	9	-	-	-	2	10	0
Geophilus electricus (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	9	-	0	0	9
Geophilus flavus (DeGeer, 1778)	-	-	10	-	9	20	1	30	-	10	29	31
Geophilus truncorum Bergsoe & Meinert, 1866	-	-	-	-	-	-	-	1	-	0	0	1
Schendyla nemorensis (C.L. Koch, 1836)	-	-	23	-	11	60	-	26	-	23	71	26
Strigamia transsilvanica (Verhoeff, 1928)	-	-	4	-	-	2	-	-	-	4	2	0
Lithobius aerugineus L. Koch, 1862	-	-	41	-	-	39	-	-	-	41	39	0
Lithobius austriacus (Verhoeff, 1937)	-	-	-	-	-	2	-	-	-	0	2	0
Lithobius dentatus C.L. Koch, 1844	-	-	2	-	-	1	-	-	-	2	1	0
Lithobius erythrocephalus C.L. Koch, 1847	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0	0
Lithobius forficatus (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0	1	1
Lithobius microps Meinert, 1868	-	4	-	-	47	-	-	31	-	4	47	31
Lithobius mutabilis L. Koch, 1862	-	-	3	-	-	3	-	-	1	3	3	1
Lithobius spp.	-	-	14	2	-	24	-	-	-	14	26	0
Chilopoda	0	4	100	3	67	161	1	97	2	104	231	100

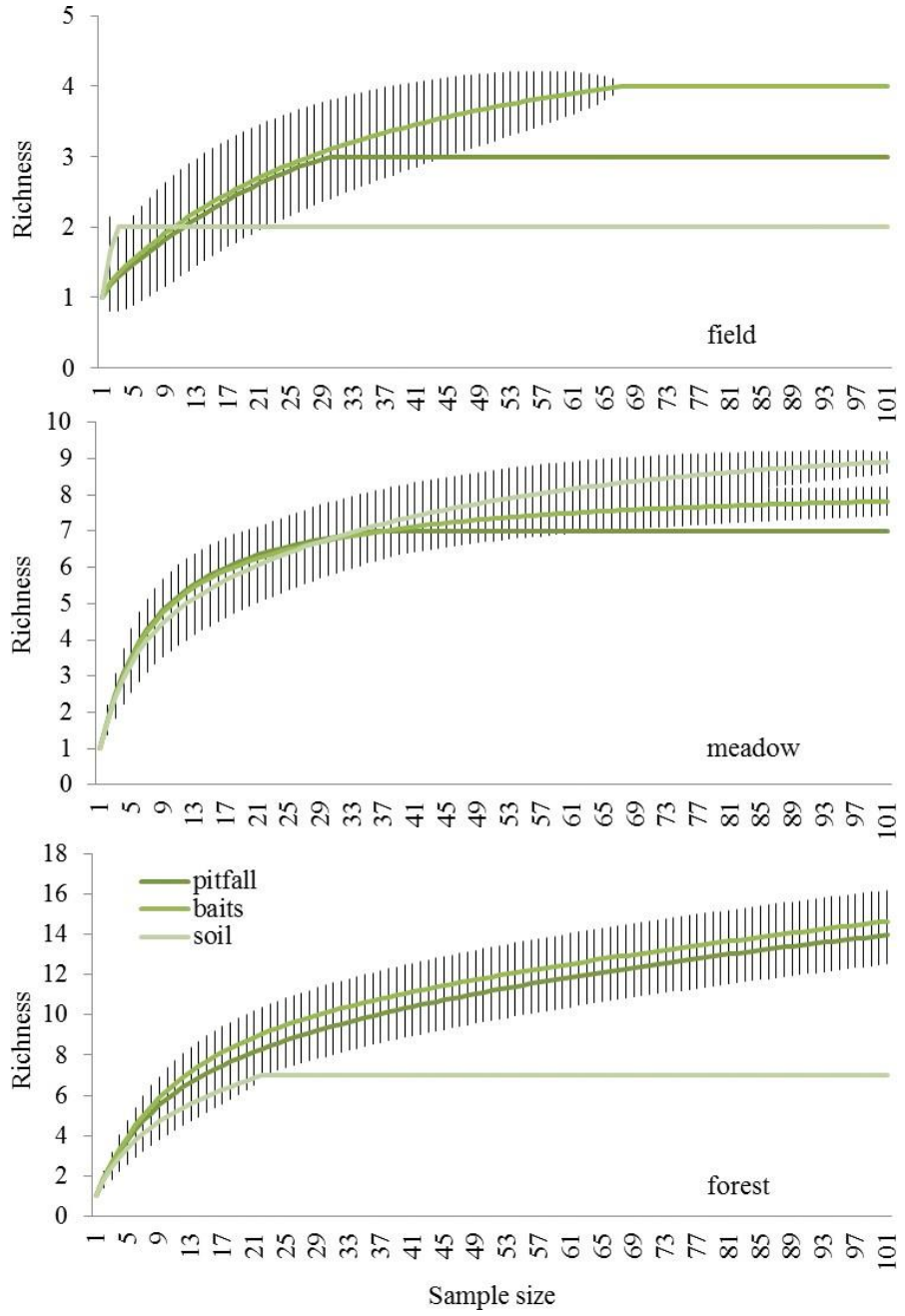


Figure 1. Rarefactions of estimated species richness (i.e. number of species) in increasing size of random samples (i.e. number of individuals), comparison of effectiveness of sampling by individual methods at different sites. Vertical lines represent standard errors.

Table 2. Pairwise comparisons of species lists collected (a) at different sites and (b) by different methods. (Observed p-value below diagonal, permuted p-value above diagonal).

a)	field	forest	meadow	b)	hay-bait	pitfall	soil
field	-	0.001	0.048	hay-bait	-	0.003	0.917
forest	0.000	-	0.001	pitfall	0.003	-	0.043
meadow	0.041	0.004	-	soil	0.911	0.052	-

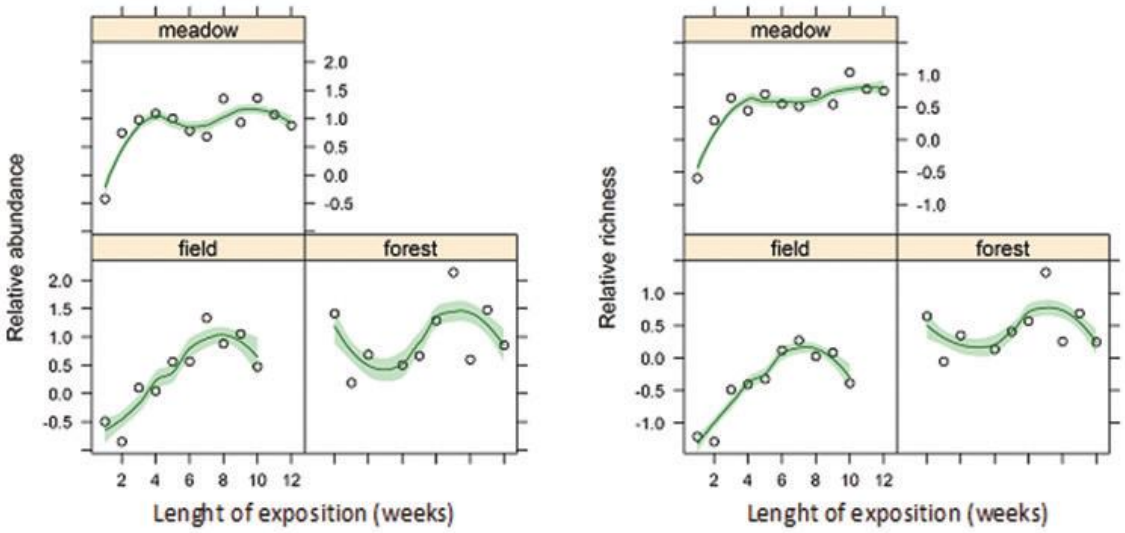


Figure 2. Changes in myriapod communities inside hay-bait traps installed in three biotopes during the 12 week trapping period. Qualitative as well as quantitative parameters are shown for these communities. Open dots are observed parameters, whereas solid lines represent models of succession including standard errors (green shading).

Discussion

Centipedes and millipedes live on the soil surface and inside soil. We can find them through the whole soil gradient to a depth of one meter (e.g. Ilie 2003) although they are abundant in upper layers predominantly. This is the reason why pitfall traps are not sufficient for sampling the whole community adequately. We evaluated efficiency of

hay-bait traps for sampling soil-dwelling millipedes and centipedes with the time consuming soil sampling (connected with destruction of the soil surface and transport of heavy samples to the laboratory). Bait traps were used for sampling invertebrates, mainly beetles, in caves originally (Barber 1931). Bait traps are much more common for carnivorous or necrophagous species; baits are represented by pieces of flesh, fish or cheese above a fixation solution surface, or direct addition of beer to a solution. Straw, wood or yeast is placed in caves occasionally as the baits for detritivores (Mock pers. comm.). Nevertheless, baits are not working there as traps, as they need to be visited and inspected continuously to collect attracted animals to avoid them to leave baits. The first documented version of bait traps for millipedes was a shingle trap by Barber (1997) filled with kitchen tissue and potatoes. He used this trap to sample millipedes and isopods at a shingle beach in England. Similar kinds of bait traps, containing sweet potatoes or corn, were used by Brunke et al. (2012) for sampling Cylindroiulus caeruleocinctus in Canadian fields. Almost the same traps are used with the name litter bags for studying decomposition of different kinds of litter and/or by different size groups of decomposers (according to diameters of holes in the traps). Litter bags are also used for sampling soil mesofauna or microarthropods (e.g. Wiegert 1974).

Prasifka et al. (2007) used litter bags to sample ground dwelling invertebrates; they installed litter bags at the soil surface as well as below the soil surface in a corn field. Above-ground bait traps were attractive for centipedes (millipedes were not recorded in this research). Apart from these publications, we did not found any records of the use of bait traps for sampling millipedes or centipedes.

Hay-bait traps vs. soil samples

If we are interested in using hay-bait traps as an adequate (or even better) substitute for soil sampling, we have to compare species lists of millipedes and centipedes trapped by these methods. There were only three species recorded exclusively from soil sampling, i.e. missing in hay-bait traps: millipede Brachydesmus superus and centipedes Geophilus electricus and G. truncorum. The minute millipede species lives preferably in clay soils with litter (Lee 2006) usually in huge quantities. This species is a dominant species recorded by pitfall traps in cities (Riedel et al. 2009), so its absence in pitfall

traps at the meadow site is probably caused by its low abundance. Geophilus truncorum was recorded once only, so it is hard to evaluate effectiveness of sampling of so "rare" a species. Nevertheless, both geophilomorphs (G. electricus and G. truncorum) are known as predators of earthworms (Sergeeva et al. 1985, Keay 1986); for this reason, hay-bait may be not attractive for them as they follow earthworms into their corridors in soil. So, to collect G. electricus, soil sampling or direct hand collecting seems to be necessary. Other geophilomorphs (C. flavidus, S. nemorensis, S. acuminata, G. flavus) are common species, which are frequently found by individual hand-collecting; they live in soil near the surface, under logs, bark and stones (e.g. Barber and Keay 1988). Their presence in shallow hay-bait traps is not surprising as these species were sampled by pitfall trapping too. One millipede species, Julus scandinavius was recorded exclusively in a hay-bait trap, but as one specimen only was found no generalization can be made. Many more species were found in both hay-bait traps and pitfall traps but not in soil samples. Nevertheless, hay-bait traps are not a substitute method to pitfall trapping as there were significant differences between species lists recorded by these methods (see Tab. 2), but it can definitely substitute the soil samples.

Colonisation of hay-bait traps

Centipedes, and especially millipedes, are attracted into the hay-bait traps. The possible reason can be as a food source and/or sustainable shelter with higher humidity. At least for millipedes, food source seems to be the more probable explanation; wet cloth method (offering higher humidity) did not record any millipedes in African savannah ecosystems (Druce et al. 2004). More probably, millipedes and centipedes are attracted by food availability, as it can be associated with hay decomposition and colonization of the traps. Smaller decomposers colonising baits are welcomed food for carnivorous centipedes (e.g. Perry et al. 1997). Eight to ten weeks seems to be the optimal exposure time for hay-bait traps in Central European conditions. A similar result was found by Ožanová (2001) using grass traps (a small heap of mowed grass on the surface of meadow), with a much higher number of species after 7 weeks than for a shorter exposure time. Although Prasifka et al. (2007) did not evaluate the effect of length of exposure time of bait traps, it is evident from their results that below-ground traps were

more effective after 8 weeks than after 6 weeks. It supports our results that the best length of exposure of bait traps is from 8 to 10 weeks, although we aware of difficulties with this generalization. The best length of exposure is not dependent only on a type of habitat, but also on climate conditions (rainy or dry weather) and time of year when exposed. Traps installed in Central European conditions in late autumn or in winter or during dry hot summer can be colonised in different ways as invertebrates change their activity and position in the soil profile during the year (David 1984, Geoffroy 1985, David et al. 1996, Tuf 2002). The general recommendation for using these traps when installed in spring is to use them for 8–10 weeks. Timing of installation and the length of time exposed in field sites will need to coordinate with agricultural activities such as sowing and harvest times.

Conclusion

Centipedes and millipedes inhabit the soil surface as well as the soil profile. For a complete knowledge of myriapod fauna, pitfall trapping needs to be combined with a method to collect soil dwelling species, e.g. soil sampling. Hay-bait traps were tested for their ability to replace soil sampling. Our results showed that haybait traps are attractive to myriapods and can have a similar sampling effort as soil sampling. The optimal length of exposure of hay-bait traps in soil seems to be ca 2 months (8–10 weeks).

Acknowledgement

This research was supported by grant of Ministry of Agriculture, No. QJ1230066 and European Project supported by the Operational Programme Cross Border Cooperation CZ-PL No. CZ.3.22/1.2.00/12.03445. We are also grateful for support of project CzechGlobe – Centre for Global Climate Change Impacts Studies, Reg. No. CZ.1.05/1.1.00/02.0073 and LC06073. We are grateful to Megan Short (Deakin University, Australia) for her English improvement as well as to Petr Dolejš and Jolanta Wytwer for their valuable comments and suggestions.

References

Barber AD (1997) A simple shingle trap for Myriapods. Bulletin of the British Myriapod Group 13: 27–28. http://www.bmig.org.uk/sites/www.bmig.org.uk/files/bulletin_bmg/ BullBMG13-1997.pdf

Barber AD, Keay AN (1988) Provisional Atlas of the Centipedes of the British Isles. Institute of Terrestrial Ecology Merlewood Research station, Grangeover-Sands, 127 pp. http://nora. nerc.ac.uk/7275/1/Centipedes.pdf

Barber HS (1931) Traps for cave-inhabiting insects. Journal of the Elisha Mitchell Society 46: 259–266.

Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2014) lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1. 1–7. http://CRAN.R-project.org/package=lme4

Brunke AJ, O'Keefe L, Bahlai CA, Sears MK, Hallett RH (2012) Guilty by association: an evaluation of millipedes as pests of carrot and sweet potato. Journal of Applied Entomology 136: 772–780. doi: 10.1111/j.1439-0418.2012.01708.x

Buchar J, Růžička V (2002) Catalogue of Spiders of the Czech Republic. Peres, Praha, 351 pp. http://arachnology.cz/cas/app_contents/downloads/bibliography/ARA681.pdf

David J-F (1984) Le cycle annuel du diplopode Microchordeuma gallicum (Latzel, 1884). Bulletin de la Société zoologique de France 104: 61–70.

David J-F, Célérier M-L, Vannier G (1996) Overwintering with a low level of cold-hardiness in the temperate millipede Polydesmus angustus. Acta Oecologica 17: 393–404.

Druce D, Hamer M, Slotow R (2004) Sampling strategies for millipedes (Diplopoda), centipedes (Chilopoda) and scorpions (Scorpionida) in savanna habitats. African Zoology 39: 293–304. http://africanzoology.journals.ac.za/pub/article/view/299/280

Dunger W, Voigtländer K (2009) Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil eco-subsystem development in post-mining sites of eastern Germany – a review. Soil Organisms 81: 1–51. http://www.senckenberg.de/files/content/ forschung/publikationen/soilorganisms/volume_81_1/01_dunger.pdf

Geoffroy J-J (1985) Les Diplopodes d'un écosystème forestier tempéré, répartition spatio-temporelle des populations. In: Ellis WN, Jeekel CAW, Pieters FFJM (Eds) Proceedings of the 6th International Congress of Myriapodology. Bijdragen tot de Dierkunde 55: 78–87.

Hůrka K, Veselý P, Farkač J (1996): Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí (The use of carabid communities (Coleoptera, Carabidaae) for the indication of the environment quality). Klapalekiana 32(1-2): 15–26. [In Czech with English abstract and German summary]

Ilie V (2003) Chilopoda species from the edaphic and subterranean environments of the Cloşani karstic area (Romania). Travaux du Muséum National d´ histoire Naturelle «Grigore Antipa» 45: 129–137.

Keay AN (1986) Predation and prey in Henia (Chaetechelyne) vesuviana (Newport) (Chilopoda, Geophilomorpha). Bulletin of the British Myriapod Group 3: 21–25. http://www.bmig.org.uk/sites/www.bmig.org.uk/files/bulletin_bmg/BullBMG031986.pdf.

Kotze DJ, Brandmayr P, Casale A, Dauffy-Richard E, Dekoninck W, Koivula MJ, Lövei GL, 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. ZooKeys 100: 55–148. doi: 10.3897/zookeys.100.1523

Lee P (2006) Atlas of the millipedes (Diplopoda) of Britain and Ireland. Pensoft, Sofia, 216 pp.

Maelfait J-P, Baert L, Bonte D, De Bakker D, Gurdebeke S, Hendrickx F (2004) The use of spiders as indicators of habitat quality and anthropogenic disturbance in Flanders, Belgium. In: Samu F, Szinetár C (Eds) European Arachnology 2002. Plant Protection Institute, Budapest & Berzsenyi College, Szombathely, 129–141. http://www.europeanarachnology.org/proceedings/20th/Maelfait.pdf

Ožanová J (2001) Utilization of grass traps for the study of millipedes. Myriapodologica Czecho - Slovaca 1: 69–71. [In Czech with English abstract]

Perry WB, Christiansen TA, Perry SA (1997) Response of soil and leaf litter microarthropods to forest application of diflubenzuron. Ecotoxicology 6: 87–99. doi: 10.1023/A:1018658223388

Prasifka JR, Lopez MD, Hellmich RL, Lewis LC, Dively GP (2007) Comparison of pitfall traps and litter bags for sampling ground-dwelling arthropods. Journal of Applied Entomology 131: 115–120. doi: 10.1111/j.1439-0418.2006.01141.x

R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/

Riedel P, Navrátil M, Tuf IH, Tufová J (2009) Terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea) and millipedes (Diplopoda) of the City of Olomouc. In: Tajovský K, Schlaghamerský J, Pižl V (Eds) Contributions to Soil Zoology in Central Europe III. Institute of Soil Biology, Biology Centre, ASCR, v.v.i., České Budějovice, 125–132. http://www.ekologie.upol.cz/ ad/tuf/pdf/papers/Riedel+Navratil+Tuf+Tufova2009.pdf

Sergeeva TK, Kudryasheva IV, Titova LP (1985) Seasonal aspects of feeding of geophilids (Chilopoda, Geophilomorpha) in the oak forests of the southern forest-steppe. Zoologicheskij zhurnal 64(9): 1377–1383. [In Russian]

Souty-Grosset C, Badenhausser I, Reynolds JD, Morel A (2005) Investigations on the potential of woodlice as bioindicators of grassland habitat quality. European Journal of Soil Biology 41: 109–116. doi: 10.1016/j.ejsobi.2005.09.009

Tuf IH (2002) Contribution to the knowledge of vertical distribution of soil macrofauna (Chilopoda, Oniscidea) in floodplain forest. In: Tajovský K, Balík V, Pižl V (Eds) Studies on Soil Fauna in Central Europe. Institute of Soil Biology, ASCR, České Budějovice, 241–246. http://ekologie.upol.cz/ad/tuf/pdf/papers/Tuf_2002a.pdf

Tuf IH, Tvardík D (2005) Heat-extractor – indispensable tool for soil zoological studies. In: Tajovský K, Schlaghamerský J, Pižl V (Eds) Contributions to Soil Zoology in Central Europe I. Institute of Soil Biology, ASCR, České Budějovice, 191–194. http://ekologie.upol. cz/ad/tuf/pdf/papers/Tuf_Tvardik_2005.pdf

Tuf IH, Tufová J (2008) Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. Časopis Slezského muzea Opava (A) 57: 37–44. http://www.ekologie.upol.cz/ad/tuf/pdf/papers/ Tuf+Tufova2008.pdf

Wiegert RG (1974) Litterbag studies of microarthropod populations in three South Carolina old fields. Ecology 55: 94–102. doi: 10.2307/1934621, http://www.jstor.org/stable/1934621

8.3 Příloha III.

The influence of water erosion on selected communities of soil invertebrates (Carabidae, Araneae) in chernozem areas

Vojtěch Chmelík*, Bořivoj Šarapatka, Ondřej Machač, Ivan H. Tuf

Department of Ecology and Environmental Sciences, Palacky University Olomouc, Slechtitelu 27, 77900 Olomouc, Czech Republic

*Corresponding author. E-mail: vojtas.chmelik@seznam.cz

Abstract

Erosion processes, as the most serious degradation factor within the Czech Republic and worldwide, affect the characteristics of the soil, its production abilities and a number of non-production functions. Research reports and scientific studies provide plentiful data on the intensity of erosion and its influence on the physical, chemical and biological – microbiological properties of soil. However, there is little information from research on the impact of water erosion on selected groups of fauna supporting numerous important processes within agroecosystems. We therefore focused our study on this issue and between 2012 and 2016 we carried out research on 18 sites, where three contour lines were determined along each slope, in the control, erosional and depositional parts. More than 65,000 specimens of Carabidae and over 7,000 spiders caught on these plots, which varied in intensity of erosion, allowed us to evaluate the effect of erosion processes on these agricultural production plots and the communities of selected epigeic groups inhabiting these areas. Evaluation of the five-year study results confirmed a statistically conclusive difference in the abundance of the studied groups and species depending on the intensity of erosion or deposition. Most studied species preferred the depositional parts of slopes or the control parts, including the dominant carabid species – *Pterostichus melanarius* and *Pseudoophonus cupreus,* and spider species – *Pardosa agrestis and Oedothorax apicatus*. The composition of carabid and spider species on control, erosional and depositional contours provided us with information on the potential impact of water erosion on communities of soil invertebrates.

Keywords: soil, degradation, erosion, deposition, Carabidae, Araneae

Introduction

Erosion is the most common form of soil degradation – globally, water erosion affects 1094 million hectares of land (Lal, 2003). Average erosion runoff in Europe is between 3.3 - 17 t ha^{-1} yr^{-1} (Pimentel, 1995; Van Oost et al., 2009). Panagos (2015) calculated the average soil loss due to erosion in the Czech Republic to be 2.52 t/ha/yr. The situation and development report "Soil" (Col., 2018) states that more than half of farmland acreage is threatened by water erosion. Such a loss should not exceed the rate of the soil-forming process, which is 0.3 to 1.4 t/ha/yr (Verheijen et al., 2009). However, according to Pimentel and Kounang (1998), erosion runoff is 15 – 40 times faster than the rate of soil renewal and sustainability, thus reducing not only the productivity and properties of the soil, but also the abundance and diversity of soil organisms.

The susceptibility of soil to erosion is the result of natural factors, e.g. torrential rain and slope gradient, which primarily determine the energy of the eroding force (Govers et al., 1994; DEFRA, 2006), but is also affected by the soil's characteristics such as soil texture, amount and nature of organic matter present, water content, land cover and the energy of the eroding force, as well as the form of land use (Mamedov et al., 2000; Verheijen et al., 2009).

In comparison to grassland and forests, agro-ecosystems on arable land are especially vulnerable to water erosion. Soil on arable land is considerably disturbed by conventional management. Among other effects, this causes the loss of organic matter through oxidation and removal during harvesting. This leads to reduced stability of soil aggregates and increased erosion (Dungait et al., 2013). Therefore, soil tillage is one of the main driving forces for soil erosion (Powlson et al., 2011). Soil compaction, mainly due to the use of heavy machinery, affects soil properties, reducing water infiltration and increasing surface runoff and erosion (Addiscott and Thomas, 2000; Bailey et al., 2013). The greatest soil loss due to tillage occurs on the crests and shoulders of slopes, where the gradient is steepest, and deposition occurs in concave breaks on slopes (Van Oost et al., 2006). Increasing depth and frequency of agro-technical intervention, downslope and steep slope tillage increases the soil's susceptibility to tillage erosion and, subsequently, accumulated areas of transported soil become more susceptible to erosion by wind and water (Van Oost et al., 2006; Dlugoß et al., 2012). Water erosion induces the process of in-field deposition and intermediate storage (e.g. 50% of total erosion) (Ferguson, 1981). This means the transportation and redistribution of

sediments and biota to depositional zones, e.g. foot slopes, field margins and buffer strips. Erosion activity influences the chemical and physical properties of the soil (Rhoton et al., 2002, Papiernik et al., 2007; Nie et al., 2013, Šarapatka et al., 2018), and a significant amount of carbon is also translocated (Quinton et al., 2010).

Besides sediment transport, the soil is also endangered by the redistribution of soil biota to lower parts of slopes (Powlson et al., 2011). Erosion redistributes organic and inorganic components of the soil (Dungait et al., 2013), depending on the climate, topography, land management and a number of anthropogenic factors (Collins and Owens, 2006; Helming et al., 2006; Powlson et al., 2011). Thus, erosion processes create eroded – degraded, as well as enriched – depositional, types of environment. Soil exposed to such stress can show reduced diversity and may potentially lead to a loss of ecosystem function in comparison with unstressed systems (Brussaard et al., 2007, Pimentel and Kounang, 1998; Raffaelli et al., 2002). Not only reduced depth of soil, but also limited water capacity and infiltration, and lower content of nutrients and soil organic matter are the key factors leading to damage to soil ecosystems otherwise rich in both species and abundance (Pimentel and Kounang, 1998). Current estimates state that a quarter of animal species live exclusively in the soil and leaf litter (Decaëns et al., 2006) and include micro-biota (e.g. bacteria, fungi, protozoa and nematodes), meso-biota (e.g. collembola, mites and enchytraeids) and macro-biota (e.g. ants, beetles and earthworms) (Giller et al., 1997). Macro-biota participate in the formation of the pedosphere; the mobility of these organisms allows them to shift significant amounts of soil (Roots, 1956, Lavelle et al., 2006).

Disturbance of the soil environment needn´t have the same effect on individual groups of biota, where e.g. torrential rain can have a significant erosion effect on micro and mesobiota, which live on, or close to, the soil surface, whereas earthworms can be influenced by the accumulation in the depositional parts of slopes, as worm burrows become clogged and blocked by fine particles (Baxter et al., 2013). Moving along the erosion-energy and effective-erosion-depth continuum (rain splash, rills and gullies) typically means less frequent but higher magnitude events that result in soil being lost to greater depths (Webster and Morgan, 2015). This has consequences for wholesale transport of the contained biota, with micro- and mesobiota transported in association with the soil, and macrobiota potentially escaping the destruction of the habitat. The impact of erosion at high magnitude, e.g. as a consequence of rill and gully erosion,

results in greater stresses translating into loss of habitable space (Pimentel and Kounang, 1998), and indeed loss of habitat, e.g. the detritusphere. In any case, erosion can lead to the loss of a keystone species, the absence of which can have a cascading effect on a wide spectrum of species and ecosystems (Heywood, 1995; Daily, 1996).

The influence of erosion on soil biota is twofold. It involves not only the direct transport and redistribution of biota, but also the modification of habitat and changes in conditions for soil biota. Water can act as a mechanism for the passive distribution of soil biota (Freckman and Baldwin, 1990; Dighton et al., 1997; Terhivuo, 1988; Terhivuo and Saura, 2006; Eijsackers, 2011). Important factors in the passive distribution of biota are the loss of soil through erosion, tillage, harvesting and other agricultural activities (Debeljak a kol., 2007). Erosion processes are significant if they change the physical and chemical conditions, and degrade top and upslope erosional environments while enriching downslope depositional environments. Erosion processes thus modify the environment for soil organisms. According to Joschko et al., (1998) these are the indirect consequences of erosion, with reduced availability of habitat, depleted soil structure and reduced concentration of organic matter and nutrients. Soil pores can be clogged by transported fine particles, thus changing the habitat of soil biota. These fine particles are most easily transported, and soil biota similar to fine particles in size and mass can also be transported (Cadet and Albergel, 1999). Rain splash and slaking may also be significant erosive processes for micro- and meso-biota (Baxter et al., 2013; Pimentel and Kounang, 1998).

It is evident that our knowledge of the influence of erosion on soil biota is only partial, as stated by Baxter et al. (2013) or Ritz and Trudgill (1999. In our study we chose carabids and spiders as the model groups in order to gather information on the impact of water erosion on their communities. These groups were chosen on the basis of their ability to quickly react to changes in ecosystems, and with regard to the availability of information on their biology and ecology. The aim of the study was to determine to what extent the chosen communities of biota are influenced by water erosion processes in the studied localities. A partial aim of our study was to evaluate the distribution of species in the chosen groups to individual lines of slopes.

A partial aim of our study was to evaluate the distribution of species in the chosen groups to individual contour lines of slopes.

Material and methods

Study sites

Soil invertebrates were sampled each from May to September, always on erosional sites, in plots of maize on chernozem soil. In the first year only two sites were monitored, and four sites in the next four years. Thus, in total, there were 18 research sites on which erosional, depositional and control transects of slopes were studied. All the sites are situated in the South Moravia region of the Czech Republic, in the cadastral areas of Horní Bojanovice, Krumvíř, Ostrožská Nová Ves, Ostrožská Lhota, Syrovín, Vracov, Velké Bílovice, Čejkovice and Hovorany. In geological terms, the studied localities comprise of a quaternary blanket of sand-loam sediment and loess loam. The topsoil layer of these fields is medium deep to deep. The main soil types are Haplic or Calcic Chernozems (control and depositional parts of slopes) and Kastanozems (erosional parts of slopes) (Working Group WRB, IUSS, 2015).

.

Structure of the field trial

3 plots were determined on each of the 18 studied sites – a control plot at the beginning of the slope (C), in the erosional part of the slope (E) and in the depositional part of the slope (D). On each plot, 5 pitfall traps were placed in a row along a contour line, at intervals of 10 metres. These pitfall traps (a plastic cup 7 cm in diameter with a metal cover, filled with a 4% water formaldehyde solution) were set in the middle of the plots, to avoid the influence of external factors on the observation. The traps were regularly emptied at two-week intervals. Invertebrates were sorted into higher taxa: i.e. beetles and beetle larvae (Coleoptera), dipteran larvae (Diptera), millipedes (Diplopoda), centipedes (Chilopoda), spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones). Similarly, we focused on the most abundant groups of trapped fauna, i.e. ground beetles (Carabidae) and spiders (Araneae), which were then further divided into species.

Data processing and statistics

Quantitative data on active invertebrates on individual plots of erosion slopes was evaluated via the Canoco 5.0 program for Windows, which enables the analysis of multi-dimensional data (Lepš, Šmilauer, 2000). The effect of slope position on invertebrate distribution pattern was evaluated by unimodal canonical correspondence analysis (CCA), and Monte-Carlo permutation tests. To determine the statistical

dependence between individual groups and species of invertebrates, the chi-square test was used and the difference between two rates was compared using the STATISTICA program (StatSoft, Inc., 2013).

Results

Individual research sites were chosen according to the intensity of erosion or deposition processes on the studied sites. The volume of lost or accumulated (deposited) soil is shown in Tab. 1.

Tab. 1: Average extent of erosion – deposition processes in individual research contour lines over a period of five years (in $t.ha^{-1}$ per year). Both erosion and deposition processes occurred in individual parts of slopes. Positive figures in $t.ha^{-1}$ per year express deposition processes, negative figures are for erosion.

part of slope	Control part	Erosional part	Depositional part
average erosion or deposition	**-2.55**	**-3.53**	**+0.16**
average minimum values on individual plots - erosion	-19.30	-35.42	-15 40
average maximum values on individual plots – deposition	+11.16	+23.46	+17.48

Carabidae

Between the years 2012 – 2016 a total of 69,708 specimens of the Carabidae family were caught in ground traps (Tab. 2). In terms of distribution of carabids within the three compared contours, the greatest number of specimens, throughout the study, were caught in the depositional and control parts of slopes.

Tab. 2: Average numbers of carabids caught during the five-year period in the studied parts of slopes

Carabidae	Control parts of slopes	Erosional parts of slopes	Depositional parts of slopes
2012	1302.5 ± 621.5	1328 ± 420	2738 ± 495
2013	850.75 ± 934	1164.25 ± 1407	1272.5 ± 1405

2014	815.25 ± 1858	523.25 ± 260	634.5 ± 261
2015	1532.75 ± 761	1583 ± 1220	2529.25 ± 1548
2016	1495 ± 630	1161.5 ± 338	1180.75 ± 370
2012-2016	1187.77 ± 812	1132.44 ± 982	1552.44 ± 1283

A total of 14 species were identified, the most abundant of which was *Pseudoophonus rufipes*, representing 37% of all specimens caught. Another eudominant species was *Pterostichus melanarius* (31%). Other species caught were *Poecilus cupreus* (6%), *Dolichus halensis* (6%), *Anchomenus dorsalis* (2%) and *Brachinus crepitans* (1%). The remaining captured species were included in the group "sub-recedent": *Cylindera germanica, Calosoma aurupunctatum, Carabus scheidleri, Broscus cephalotes, Carabus coriacerus, Carabus ulrichii, Amara ovata* and *Harpalus spp.* Tab. 3 shows the positional distribution of the most abundant Carabid species in the studied parts of slopes.

Tab. 3: The most abundant carabid species (more than 1% of the total) in the studied parts of slopes (figures in brackets show the number of sites where the species was found during the five-year period)

	Control part	Erosional part	Depositional part
Pseudoophonus rufipes	601,16 ± 431 (18)	533,7 ± 439 (18)	541,66 ± 583 (18)
Pterostichus melanarius	245,16 ± 238 (18)	389,16 ± 655 (18)	718,27 ± 1026 (18)
Poecilus cupreus	105,94 ± 144 (16)	69,66 ± 72 (18)	140,13 ± 136 (16)
Dolichus halensis	85,38 ± 160 (16)	109,31 ± 231 (13)	121,86 ± 282 (14)
Anchomenus dorsalis	49,24 ± 61 (17)	35,06 ± 41 (18)	28,33 ± 26 (18)
Brachinus crepitans	16,31 ±24 (16)	8,19 ± 9 (16)	26,19 ± 56 (16)

Species distribution in individual parts of slope is also evident from analysis in Fig.1. There is a visible preference for the depositional parts of slope in the species *P. melanarius* and *P. cupreus*. Unlike these two brachypterous species (unable to fly), flying species such as *A. dorsalis*, or *B. crepitans* were found in the control parts of slopes, i.e. at the top of the slope.

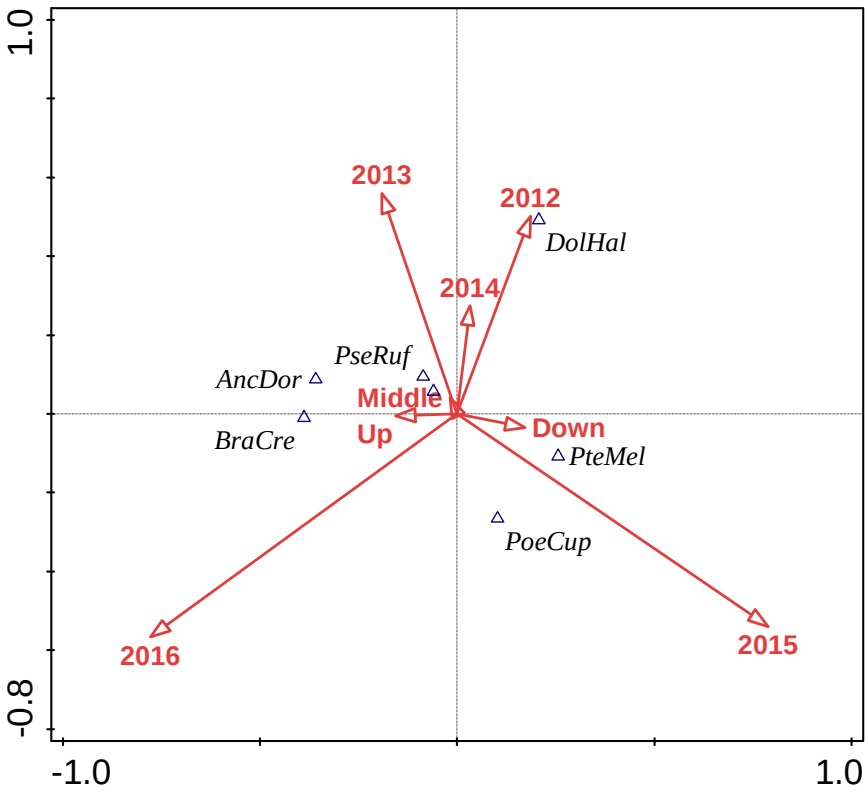


Fig. 1: CCA analysis of the most abundant carabid species found in the three studied contour lines (Upper, Middle, Lower) over the five-year period. Abbreviations: PseRuf (*P. rufipes*), PteMel (*P. melanarius*), PoeCup (*P. cupreus*), DolHal (*D. halensis*), AncDor (*A. dorsalis*), BraCre (*B. crepitans*)

A greater number of specimens are found in depositional parts of slopes, due to material transported from the higher parts of the slope. The creatures are often transported passively, finding refuge in the depositional part of the slope. Fig. 2 shows the obvious correlation of water erosion and abundance of the studied carabid species. The number of *P. melanarius* and *P. cupreus* rises with the increasing intensity of erosion, while the remaining four species (*A. dorsalis, B. crepitans, D. halensis* a *P. rufipes*) show the opposite trend.

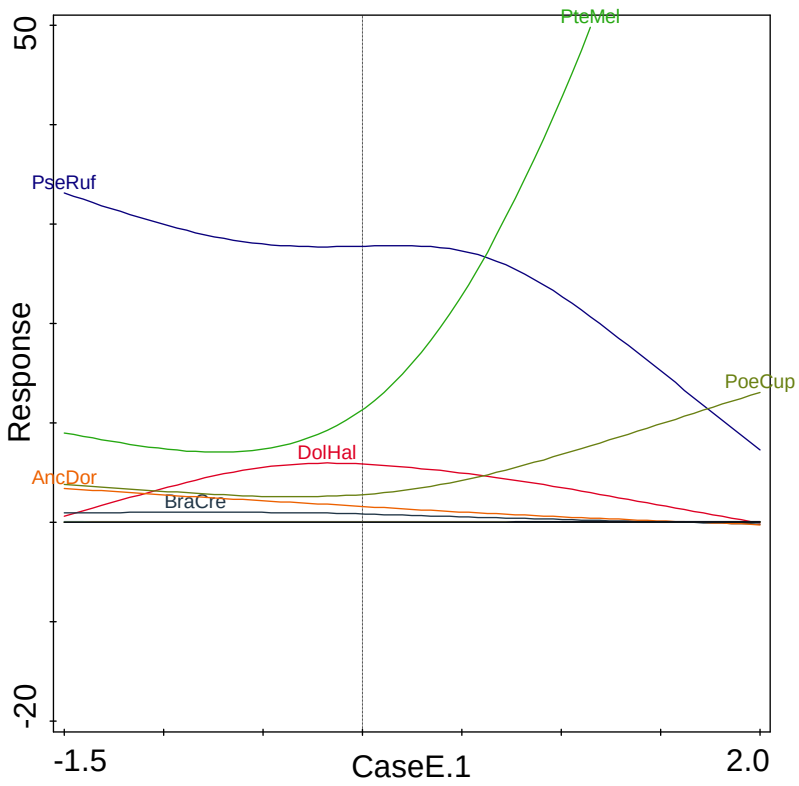


Fig. 2: GAM model (generalized additive model) showing the most abundant carabid species in relation to the extent of erosion. Abbreviations: PseRuf (*P. rufipes*), PteMel (*P. melanarius*), PoeCup (*P. cupreus*), DolHal (*D. halensis*), AncDor (*A. dorsalis*), BraCre (*B. crepitans*)

Araneae

During the 5-year period a total of 7198 specimens were caught (Tab. 4), representing 55 spider species. Of this number we selected 6 species whose abundance was meaningful to our research: *Pardosa agrestis* (47%), whose abundance accounted for nearly half of all spiders caught. The other species were *Oedothorax apicatus* (23%), *Robertus arundineti* (2%), *Trochosa ruricola* (2%), *Xysticus kochi* (1%) and juvenile specimens of the genus *Pardosa* (1%). Other caught species were included in the sub-recedent group.

Tab. 4: Average number of spiders caught during a five-year period in the studied parts of slopes

Araneae	Control parts of slopes	Erosional parts of slopes	Depositional parts of slopes
2012	130 ± 46	146 ± 26	258.5 ± 78
2013	65.25 ± 29	61.25 ± 12	88.5 ± 8
2014	66.75 ± 40	50.75 ± 24	106.25 ± 49
2015	103.5 ± 41	88.5 ± 26	146.25 ± 70
2016	281.25 ± 187	221 ± 176	255.5 ± 202
2012-2016	128.72 ± 126	109.88 ± 107	161.27 ± 128

Tab. 5 shows positional distribution of the most abundant spider species in the studied contour lines.

Tab. 5: Abundance of the most numerous spider species in the studied contours. Species which represented more than 1% of the species composition were chosen for statistical evaluation.

	Control part	Erosional part	Depositional part
Pardosa agrestis	87,83 ± 123,84 (18)	66,27 ± 107,45 (18)	82,33 ± 112,48 (18)
Oedothorax apicatus	30,83 ± 27,15 (18)	26,66 ± 23,76 (18)	58,94 ± 56,39 (17)
Robertus arundineti	3,26 ± 3,70 (15)	4,26 ± 5,74 (15)	2,75 ± 2,79(12)
Trochosa ruricola	2 ± 1,91 (11)	1,3 ± 1,25 (10)	7 ± 5,38 (15)
Pardosa spp.	3,10 ± 2,57 (10)	2,66 ± 3,23 (9)	3,82 ± 4,84 (11)
Xysticus kochi	4 ± 6,02 (8)	6 ± 11,28 (5)	4 ± 5,55 (8)

In order to assess species preference for individual contours, canonical correspondence analysis (CCA) was carried out, see Fig. 3. The majority of the studies species prefer depositional parts of slopes. The only species with an opposite trend in preference was *Xysticus kochi*.

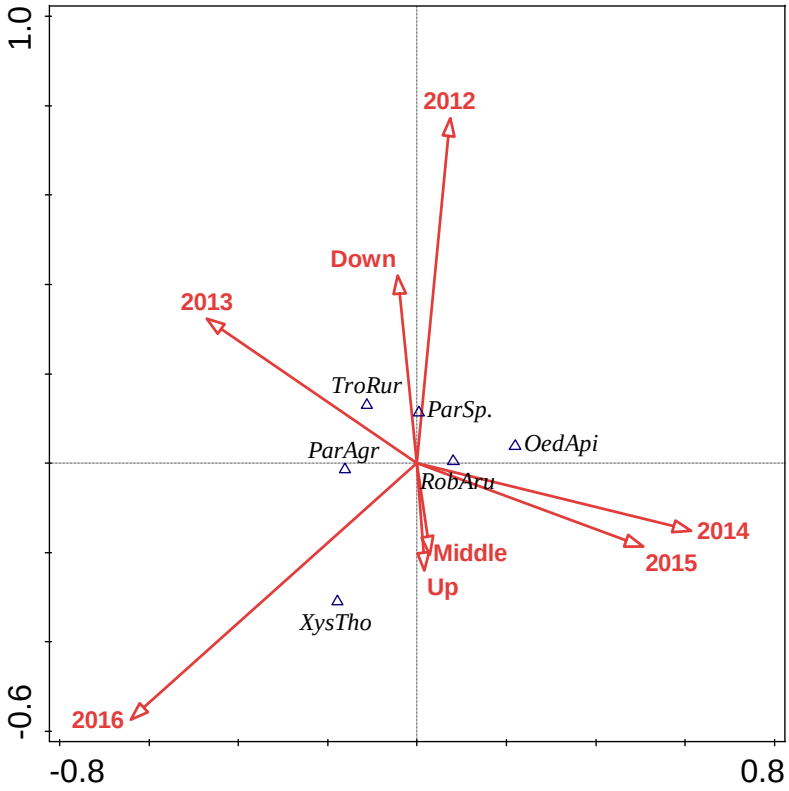


Fig. 3: CCA analysis of spider species presence in individual contours during a five-year period.

Abbreviations: OedApi (*O. apicatus*), ParAgr (*P. agrestis*), RobAru (*R. arundineti*), TroRur (*T. ruricola*), ParSp. (*Pardosa spp.*), XysTho (*X. kochi*).

Discussion

Catching invertebrate soil fauna in pitfall traps is a standard method of obtaining information on the abundance or structure of the target communities (Ivask et al., 2019, Jung et al., 2019). This method is mainly used for monitoring species living on the soil surface or close to the surface. Inhabitants of deeper layers cannot be appropriately evaluated by this method (Tuf et al., 2015). According to Jung et al. (2019), the diversity of captured specimens depends on the size of the trap. We used traps of 7 cm diameter. Another factor affecting the performance of the traps is the type of fixative solution used. In a study by Jurekova et al. (2019) ethylene glycol solution was used to catch e.g. springtails (Collembola). For our purpose – catching soil macrofauna – we used a 4% formaldehyde solution, which proved adequate.

Identification of the specimens caught showed that the species composition of both studied groups was typical for fields of maize within Central Europe, and corresponds

with existing knowledge (Law and Gallagher 2018, Svobodova et al. 2018, Palinkas et al., 2016). A similar species composition of carabids was caught in pitfall traps, also in rapeseed crops within a study by Lemic et al. (2017) where one of the most abundant species was also Poecilus cupreus. Alford et al. (2008) present this species as one of the most numerous in winter crops and our research also confirms its dominant presence in crops sown in springtime.

Communities of spiders caught in pitfall traps throughout the period of our study were more diverse in terms of species composition than communities of carabids. The dominant family was Lycosidae, i.e. ground-dwelling species which do not spin webs but actively hunt their prey (Kheirodin, 2019). The most abundant captured species of spiders were, as with the carabids, typical for field ecosystems. This has been proven e.g. in studies by Svobodova et al. (2013) and Volkmar et al. (2003) who found the same dominant species in maize crops.

The studied carabid and spider communities were affected by erosion processes, i.e. control + erosional parts of slopes differed from depositional parts. This means a difference between parts of slopes with prevailing erosion, and parts with prevailing deposition. This is different from the findings of Šarapatka et al. (2018), who studied the chemical characteristics of the soil and came to the conclusion that the control part of the slope was more similar to the depositional part, with a greater content of organic carbon and nutrients. Our current results suggest that the material, washed off the upper parts of a slope, accumulates in the depositional parts, including not only organic matter, nutrients and fine mineral fractions, but also invertebrate soil fauna. Baxter et al. (2013) came to the same conclusion in their study dealing with transport of nematodes which are far smaller than the groups of fauna studied in our research. Our results do not confirm the hypothesis that smaller specimens of carabid and spider would be more likely to be washed off than larger ones. For example, the tiny Anchomenus dorsalis was more abundant in the contours with more intensive erosion while the number of Brachinus crepitans was higher in the depositional parts of slopes. Only Pterostichus melanarius was even more abundant in the depositional parts of slopes. It is obvious that, unlike nematodes, carabids, with their ability to fly, can re-colonize those parts of the slope from which they have been washed off. For instance Pseudoophonus rufipes was more abundant in the erosional parts.

Besides direct transportation, the development of communities in individual parts of slopes is also affected by the actual erosion processes themselves, as they alter the physical, chemical and biological properties of the soil (Polyakov and Lal, 2004, Nie et al., 2013) and the soil's production capability.

The most numerous species of Carabidae on all our study sites was Pseudoophonus rufipes, having a preference for open, unshaded spots (Labruyere, 2018). This species is frequently used in bio-control studies dealing with the predation of seed (from both cultivated and wild plants) (Mader et al., 2018, Sint et al., 2018). The depositional parts of slopes on our study sites had the highest level of weeds, and P. rufipes was found on all 18 sites. This species was also quite abundant in the control parts of slopes with soil conditions and vegetation cover similar to the depositional parts (Šarapatka et al., 2018) Denser vegetation provides better protection for the soil surface against rainfall (Dungait, 2013) which helps to prevent erosion.

The influence of vegetation cover on the abundance of soil predators, including the groups of fauna studied in our research (Carabidae, Araneae), was studied by Sommaggio et al. (2018). Their results confirmed a higher abundance of fauna in areas of denser vegetation. This correlation is also confirmed by Pimentel et al. (1992). The most intensively eroded parts of slopes suffer not only from poorer plant cover, but also from decreasing diversity and abundance of soil fauna (Atlavinyte, 1964). This is also confirmed by our results, especially the GAM model showing how the number of most carabid species decreases with increasing erosion. The only exceptions are Pterostichus melanarius and Poecilus cupreus, who can fly well, and can recolonize the whole slope if transported from their original location.

One of the reasons for the decreasing abundance of fauna in the most eroded contour lines could be the deficiency of nutrients, which are washed away by erosion. The sudden loss of nutrients from a particular area can even lead to a change in the size of communities, as stated by Sierocinski et al., (2017). As the studied plots are farmed in a conventional way, a certain amount of pesticides are applied. The active substances of some pesticides can have a serious effect on the abundance of epigeic fauna (Jonason et al., 2013, Aydin, 2018). The issue of pesticide impact on spiders was studied by Niedobova et al. (2019), who found a lethal effect and influence on the predatory activity of Pardosa agrestis, which is the most numerous species in our study.

Depositional parts of slopes with richer supplies of nutrients and organic matter, as well as denser vegetation, can better prevent pollution of the soil surface by insecticides.

Pardosa agrestis and Oedothorax apicatus were the eudominant species of spider on our study sites. The dominance of these species in arable crops was also apparent in other studies (Öberg, 2007, Kalushkov et al., 2008, Volkmar et al., 2009, Kunz et al. 2015). Other species were far less numerous.

A comparison of their spatial distribution suggests an opposite preference in the two most common species, which is similar to the carabids. Most Oedothorax apicatus specimens was found in the depositional parts, while the greatest number of Pardosa agrestis was in the control part of the site. The environment and conditions in the control and depositional parts of slopes are similar, and together differ from those in the erosional parts. Oedothorax apicatus is a species abundant in meadows and fields. A study by Řezáč and Řezáčová (2019) focuses on the passive migration of this species by means of spider silk, which, in our case, could relate to the grassy edges and patches in the surrounding area. The bio-indicator potential of Oedothorax apicatus was also described in a study by Madeira et al. (2016) who deal with migration between arable crops and grassland. The higher abundance of the species in depositional parts could have been due to closer grassy vegetation from which the spiders may have migrated into the fields.

On the other hand, a greater number of Pardosa agrestis specimens in the control parts of slopes could confirm research by Öberg (2009) who proved the better condition of these spiders in a homogenous environment due to less competition for food sources.

The last, but not least, effect of water erosion is that it alters the soil structure, with fine particles washed off to the depositional parts of slopes where they clog soil pores, thus blocking migration routes for soil fauna (Cerdá, Jurgensen, 2008). However, we can exclude this phenomenon from our study with regard to the size of the species studied.

Conclusion

In the South Moravia region, where Chernozem soils are found, erosion processes in the agricultural landscape represent a considerable problem, both in terms of production and non-production. Year by year, farmers on erosion-threatened land are achieving lower crop yield, but they are also witnessing the degradation of soil characteristics and an effect on other elements of the environment, e.g. water sources.

Our study draws attention to a further problem relating to biodiversity in agroecosystems. According to our research, there is a profound difference in the presence of individual species of ground-beetles and spiders studied in different parts of slopes. These creatures, which spend most of their lives on the soil surface and must face all external threats, including water erosion, can act as indicators of degradation changes in agroecosystems through changes in their abundance or species composition of communities.

The choice of these groups for the proposed research was due to the various important functions performed by these model species within agroecosystems. Besides their bioindicator characteristics, they also act as predators for field pests. Thanks to their predatory abilities, they prevent the overpopulation of other species, and are an important link in the food chains.

Through their formation of passageways in the soil, they also help to aerate and improve the soil structure. Their influence on physical and chemical properties, but also on biological characteristics can be considerable in various parts of slopes. This should be taken into consideration in planning anti-erosion protection by means of agrotechnical, organisational and technical measures. Within future research we wish to focus on smaller groups of soil biota, on mesofauna, and subsequently compare the obtained results with the surface-dwelling fauna studied in this published research.

Acknowledgements

This research was carried out with the help of grants from the NAZV QJ1230066.

References

Addiscott, T. M. and D. Thomas. 2000. Tillage, mineralization and leaching: phosphate, Soil Till. Res., 53, 255–273.

Alford, D.V., Bűchs, W., Prescher, S., Kromp, B. and B. Ulber. 2008. Taxonomy andidentification of predators. - In: Alford, D.V. (ed.) Biocontrol of Oilseed Rape Pests, Blackwell, Oxford, UK.

Atlavinyte O. 1964. Distribution of earthworms (Lumbricidae) and larval insects in the eroded soil under cultivated crops. Pedobiologia 4. 245-250.

Aydin, G. and I. Karaca. 2018. The effects of pesticide application on biological diversity of ground beetle (Coleoptera: Carabidae). Fresenius Environmental Bulletin. Volume: 27 Issue: 12A Pages: 9112-9118.

Bailey, A., Deasy, C., Quinton, J., Silgram, M., Jackson, B., and C. Stevens. 2013. Determining the cost of in-field mitigation options to reduce sediment and phosphorus loss, Land Use Policy, 30, 234–242.

Baxter, C., Rowan, J.S., McKenzie, B. M, and R. Neilson. 2013. Understanding soil erosion impacts in temperate agroecosystems: bridging the gap between geomorphology and soil ecology using nematodes as a model organism, Biogeosciences, 10, 7133–7145.

Brussaard, L., de Ruiter, P. C. and G. G. Brown. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability, Agr. Ecosyst. Environ., 121, 233–244.

Cadet, P. and J. Albergel. 1999. Pasive transport of phytoparasitic nematodes by runoff water in the Sudano-Sahelian climatic area. J. Hydrol. 214, 91-102.

Cerdá, A. and M. F. Jurgensen. 2008. The influence of ants on soil and water losses from an orange orchard in eastern Spain. J. Appl. Entomol., 132: 306-314.

Collective. 2018. Situační a výhledová zpráva „Půda“. Ministerstvo zemědělství. ISBN 978-80-7434-476-3, ISSN 1211-7692, MK ČR E 11003.

Collins, A. J. and P. N. Owens. 2006. Introduction to soil erosion and sediment redistribution in river catchments: Measurement, modelling and management in the 21st Century, in: Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchments: Measurement, Modelling and Management, edited by: Collins, A. J. and Owens, P. N., CABI, Wallingford, 3–12.

Daily, G. 1996. Nature´s services societas dependence on natural ekosystém. Washington (DC): Island.

Debeljak, M., Cortet, J., Demšar, D., Krogh, P. H., S. Džeroski. 2007. Hierarchical slassification of environmental factors and agricultural practises affecting soil fauna under croppng systems using Bt maize. Pedobioologia 51: 229-238.

Decaëns, T., Jimenez, J. J., Gioia, C., Measey, G. J., and P. Lavelle. 2006. The values of soil animals for conservation biology, Eur. J. Soil Biol., 42, S23–S38.

DEFRA. 2006. Scoping study of lowland soil loss through wind erosion, tillage erosion and soil co-extracted with root vegetables – Final Report SP 08007.

Dighton, J., Jones, H. E., Robinson, C. H., and J. Beckett. 1997. The role of abiotic factors, cultivation practices and soil fauna in the dispersal of genetically modified microorganisms in soils, Appl. Soil Ecol., 5, 109–131.

Dlugoß, V., Fiener, P., Van Oost, K., and K. Schneider. 2012. Model based analysis of lateral and vertical soil carbon fluxes induced by soil redistribution processes in a small agricultural catchment, Earth Surf. Proc. Land., 37, 193–208.

Dungait, J. A. J., Ghee, C., Rowan, J. S., McKenzie, B. M., Hawes, C., Dixon, E. R., Paterson, E., and D. W. Hopkins. 2013. Microbial responses to the erosional redistribution of soil organic carbon in arable fields, Soil Biol. Biochem., 60, 195–201.

Eijsackers, H. 2011. Earthworms as colonizers of natural and cultivated soil environments, Appl. Soil Ecol., 50, 1–13.

Ferguson, R. I. 1981. Channel forms and channel changes, in: British Rivers, edited by: Lewin, J., George Allen and Unwin, London, 90–120.

Freckman, D. W. and J. G. Baldwin. 1990. Nematoda, in: Soil Biology Guide, edited by: Dindal, D. L., John Wiley & Sons, New York, 155–200.

Giller, K. E., Beare, M. H., Lavelle, P., Izac, A. M. N., and M. J. Swift. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function, Appl. Soil Ecol., 6, 3–16, 1997.

Govers, G., Vandaele, K., Desmet, P., Poesen, J., and K. Bunte. 1994. The role of tillage in soil redistribution on hillslopes, Eur. J. Soil Sci., 45, 469–478.

Helming, K. J., Luis Rubio, J., and J. Boardman. 2006. Soil erosion across Europe: research approaches and perspectives, Catena, 68, 71–72.

Heywood, V. H. 1995. Global biodiversity assessment. Cambridge University Press.

Jonason, D., Smith, H. G., Bengtsson, J. and K. Birkhofer. 2013. Landscape simplification promotes weed seed predation by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). Landscape Ecol, 28: 487–494.

Joschko, M., Rogasik, H., Dannowski, M., Hierold, W. and C. Heisler. 1998. A catena in northeast Brandenburg (Bőlkendorf): Soil biota, root growth and soil structure. Arch. Acker. Pfl. Boden 154, 101-105.

Jurekova, N., Raschmanova, N., Kovac, L'., Miklisova, D., Cervena, M. and J. Christophoryova. 2019. Type of fixative solution in pitfall traps as a decisive factor affecting community parameters of Collembola (Hexapoda) inhabiting superficial subterranean habitats. Science of Nature. Volume: 106 Issue: 5-6. DOI: 10.1007/s00114-019-1611-3.

Kallenbach, C., A. S. Grandy. 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: a meta-analysis. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 241–252.

Kalushkov, P., Blagoev, G. and C. Deltshev. 2008. Biodiversity of epigeic spiders in genetically modified (Bt) and conventional (non-Bt) potato fields in Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica. Volume: 60 Issue: 1 Pages: 61-69.

Kheirodin, A., Costamagna, A. C. and H. A. Carcamo. 2019. Laboratory and field tests of predation on the cereal leaf beetle, Oulema melanopus (Coleoptera: Chrysomelidae). Biocontrol science and technology. Volume: 29 Issue: 5 Pages: 451-465. DOI: 10.1080/09583157.2019.1566437.

Kunz, K., Uhl, G. 2015. Short-Term Nutritional Limitation Affects Mating Behaviour and Reproductive Output in Dwarf Spiders. Ethology. Volume: 121 Issue: 9. Pages: 874-88. DOI: 10.1111/eth.12401.

Labruyere, S., Petit, S. and B. Ricci. 2018. Annual variation of oilseed rape habitat quality and role of grassy field margins for seed eating carabids in arable mosaics. Agricultural and forest entomology. Volume: 20 Issue: 2 Pages: 234-245. DOI: 10.1111/afe.12250.

Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget, Environment International, 29, 437– 450, 2003.

Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., and J. P. Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services, Euro. J. Soil Biol., 42, S3–S15.

Law, J.J. and R. S. Gallagher. 2018. Seed Distribution and Invertebrate Seed Predation in No-Till and Minimum-Till Maize Systems. Agronomy Journal. Volume: 110 Issue: 6 Pages: 2488-2495. DOI: 10.2134/agronj2018.02.0109.

Lemic, D., Cacija, M., Gasparic, H.V., Drmic, Z., Bazok, R. and I. P. Zivkovic. 2017. The ground beetle (Coleoptera: Carabidae) community in a intensively managed agricultural landascape. Appliead ecology and Environmental researh. Volume: 15 Issue: 4 Pages: 661-674. DOI: 10.15666/aeer/1504_661674.

Lepš J. and P. Šmilauer. 2000. Mnohorozměrná analýza ekologických dat. České Budějovice: Biologická fakulta Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích. 102 pp.

Madeira, F., Tscharntke, T., Elek, Z., Kormann, U. G., Pons, X., Rosch, V., Samu, F., Scherber, C. and P. Batary. 2016. Spillover of arthropods from cropland to protected calcareous grassland - the neighbouring habitat matters. Agriculture ecosystems and environment. Volume: 235 Pages: 127-133. DOI: 10.1016/j.agee.2016.10.012.

Mader, V., Diehl, E., Wolters, V., Birkhofer, K. 2018. Agri-environmental schemes affect the trophic niche size and diet of common carabid species in agricultural landscapes. Ecological Entomology. Volume: 43 Issue: 6 Pages: 823-835. DOI: 10.1111/een.12671.

Mamedov, A. I., Shainberg, I., and G. J. Levy. 2000. Rainfall energy effects on runoff and interrill erosion in effluent irrigated soils, Soil Sci., 165, 535–544.

Nie, X. J., Zhao, T. Q. and X. N. Qiao. 2013. Impacts of soil erosion on organic carbon and nutrient dynamic in an alpine grassland soil. Soil Sci. Plant Nutr. 59, 660–668.

Niedobova, J., Kristofova, L., Michalko, R., Hula, V., Kynicky, J. and M. Brtnicky. 2019. Effects of glufosinate-ammonium herbicide and pod sealant on spider Pardosa agrestis. Journal of applied entomology. Volume: 143 Issue: 3 Pages: 196-203. DOI: 10.1111/jen.12574.

Öberg S. 2007. Diversity of spiders after spring sowing - influence of farming system and habitat type. Journal of applied entomology. Volume: 131 Issue: 8. Pages: 524-531. DOI: 10.1111/j.1439-0418.2007.01173.x.

Palinkas, Z., Zalai, M., Szenasi, A., Kadar, F., Dorner, Z. and A. Balog. 2016. Rove beetles (Coleoptera Staphylinidae)-Their abundance and competition with other predatory groups in Bt maize expressing Cry34Ab1, Cry35Ab1, Cry1F and CP4 EPSPS proteins. Volume: 80 Pages: 87-93. DOI: 10.1016/j.cropro.2015.11.001.

Panagos, P. Borelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., …, C. Alewell. 2015. The new aseessment of soil loss by water erosion in Europe. Environmental Science and Policy. 54, 438-447.

Papiernik, S. K., Lindstrom, M. J., Schumacher, T. E., Schumacher, J. A., Malo, D. D., D. A. Lobb. 2007. Characterization of soil profiles in a landscape affected by long term tillage. Soil Tillage Res. 93, 335–345.

Pimentel D., Stachow U., Takacs D. A., Brubaker H. W., Dumas A. R., Meaney J. J., O´Neil J., Onsi D. E. and D. B. Corzilius. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. Bioscience. 42, 354-362.

Pimentel, D. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits, Science, 267, 1117–1122, 1995.

Pimentel, D. and N. Kounang. 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. Ecosystems, 1, 416–426, 1998.

Polyakov, V. O. and R. Lal. 2004. Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. Soil Sci. 169, 590–599.

Powlson, D. S., Gregory, P. J., Whalley,W. R., Quinton, J. N., Hopkins, D. W., Whitmore, A. P., Hirsch, P. R., and K. W. T. Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services, Food Policy, 36, S72–S87.

Quinton, J.N., Govers, G., Van Oost, K., R. D. Bardgett. 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. Nat. Geosci. 1, 430–437.

Raffaelli, D., van der Putten, W. H., Persson, L., Wardle, D. A., Petchey, O. L., Koricheva, J., van der Heijden, M., Mikola, J., and T. Kennedy. 2002. Multi-trophic dynamics and ecosystem processes, in: Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives, edited by: Loreau, M., Naeem, S., and Inchausti, P., Oxford University Press, 147–154.

Ritz, K., and D. L. Trudgill. 1999. Utility of nematode community analysis as an integrated measure of the functional state of soils: perspectives and challenges, Plant Soil, 212, 1–11.

Rhoton, F.E., Shipitalo, M.J., D. L. Lindbo. 2002. Runoff and soil loss from midwestern and southwestern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. Soil Tillage Res. 66, 1–11.

Roots, B. I. 1956. The water relations of earthworms 2: resistance to desiccation and immersion, and behaviour when submerged and when allowed a choice of environment, J. Exp. Biol., 33, 29–44.

Řezáč M., Řezáčová V. 2019. Mass spring recolonization of agroecosystems by the spider Oedothorax apicatus (Linyphiidae: Erigoninae). Biologia. Volume: 74 Issue: 2 Pages: 169-172. DOI: 10.2478/s11756-018-0159-6.

Svobodova Z., Habustova O., Sehnal F., Holec M. and H. M. Hussein. 2013. Epigeic spiders are not affected by the genetically modified maize MON 88017. Journal of Applied Ecology. doi: 10.1111/j.1439-0418.2012.01727.x.

Svobodova, Z., Habustova, O. S., Holec, J., Holec, M., Bohac, J., Jursik, M., Soukup, J. and F. Sehnal. 2018. Split application of glyphosate in herbicide-tolerant maize provides efficient weed control and favors beneficial epigeic arthropods. Agriculture ecosystems and environment. Volume: 251 Pages: 171-179. DOI: 10.1016/j.agee.2017.09.018.

Šarapatka, B., Čáp, L., Bílá P. 2018. The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes. Geoderma. Volume: 314 Pages: 20-26. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.10.037.

Sierocinski, P., Milferstedt, K., Bayer, F., Großkopf, T., Alston, M., Bastkowski, S., … Buckling, A. 2017. A single community dominates structure and function of a mixture of multiple methano- genic communities. Current Biology, 27, 3390–3395.e4. https://doi. org/10.1016/j.cub.2017.09.056.

Sint, D., Guenay, Y., Mayer, R., Traugott, M. and C. Wallinger. 2018. The effect of plant identity and mixed feeding on the detection of seed DNA in regurgitates of carabid beetles. Ecology and Evolution. Volume: 8 Issue: 22 Pages: 10834-10846. DOI: 10.1002/ece3.4536.

Sommaggio, D., Peretti, E., Burgio, G. 2018. The effect of cover plants management on soil invertebrate fauna in vineyard in Northern Italy. Biocontrol. Volume: 63 Issue: 6 Pages: 795-806. DOI: 10.1007/s10526-018-09907-z.

StatSoft, Inc. 2013. STATISTICA (data analysis software system), version 12.

Ter Braak, C.J.F. and P. Šmilauer. 1998. CANOCO reference manual and user´s guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination. Version 4. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

Terhivuo, J. 1988. The Finnish Lumbricidae (Oligochaeta) fauna and its formation, Ann. Zool. Fenn., 25, 229–247.

Terhivuo, J. and A. Saura. 2006. Dispersal and clonal diversity of North-European parthenogenetic earthworms, Biol. Invasions, 8, 1205–1218.

Van Oost, K., Govers, G., De Alba, S. and T. A. Quine. 2006. Tillage erosion: a review of controlling factors and implications for soil quality, Prog. Phys. Geog., 30, 443–466, 2006.

Van Oost, K., Cerdan, O., and T. A. Quine. 2009. Accelerated sediment fluxes by water and tillage on European agricultural land, Earth Surf. Proc. Land., 34, 1625–1634.

Verheijen, F. G. A., Jones, R. J. A., Rickson, R. J. and C. J. Smith. 2009. Tolerable versus actual erosion rates in Europe, Earth-Sci. Rev., 94, 23–38.

Volkmar, C. and B. Freier. 2003. Spider communities in Bt. maize and not genetically modified maize fields. Zeitschrift fur pflanzenkrankheiten und pflanzenschutz – Journal of plant diseases and protection. Volume: 110 Issue: 6 Pages: 572-582.

Webster, R. and R. P. C. Morgan. 2005. Soil Erosion and Conservation, 3rd edition. Blackwell Publishing, Oxford, 2005. x + 304 pp. £29.95, paperback. ISBN 1-4051-1781-8.. European Journal of Soil Science - EUR J SOIL SCI. 56. 686-686. 10.1111/j.1365-2389.2005.0756f.x.

Working Group WRB, IUSS. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. (World Soil Resources Reports). Rome: FAO.

Zahradník J. 2008. Brouci: Aventium, 286 pp.

Katedra ekologie a životního prostředí

Přírodovědecká fakulta

Univerzita Palackého v Olomouci

Makrofauna a její ovlivnění systémy zemědělského hospodaření a degradací půdy

Ing. Vojtěch Chmelík

Autoreferát doktorské dizertační práce

Olomouc 2019

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Autoreferát doktorské dizertační práce

Obor: Ekologie

Autor: **Ing. Vojtěch Chmelík**

Katedra ekologie a životního prostředí

PřF UP V Olomouci

Školitel: **Prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.**

Katedra ekologie a životního prostředí

PřF UP V Olomouci

Oponenti: ……

……

Obhajoba dizertační práce se koná dne ……..v……..……na učebně číslo……

Katedry ekologie a životního prostředí, Přírodovědeckéfakulty Univerzity Palackého,

Šlechtitelů 241/27, 783 71 Olomouc – Holice.

S dizertační prací je možné se seznámit na Děkanátě PřF UP v Olomouci, tř. 17. Listopadu 12, 771 46 Olomouc.

© Vojtěch Chmelík, 2019

Abstrakt

Degradace půdy vede ke snížení produktivity půdy a má také vliv na životní prostředí. Hlavním faktorem degradace půdy jak v Evropě, tak v České republice je vodní eroze. V současné době se otázka eroze částečně řeší normami Správné zemědělské praxe při hospodaření s půdou (DZES), konkrétně standardy DZES 4 (Minimální pokryv půdy) a DZES 5 (Minimální úroveň obhospodařování půdy k omezování eroze). Tato opatření však nejsou dostatečná k ochraně půdy ohrožené erozí. Proto jsme svědky různých negativních změn v krajině a prostředí. Z hlediska pedologického, poskytuje vědecká literatura významné informace o změnách fyzikálních, chemických a některých biologických (zejména mikrobiologických) vlastností půdy během eroze a o negativním dopadu na rostlinnou výrobu. Existuje však nedostatek informací o účinku na epigeické bezobratlé živočichy.

Tato práce se zabývá využitím především epigeických společenstev bezobratlých živočichů jako indikátorů změn v krajině. Jedná se o víceleté studie, které nám napomáhají pochopit změny, které se v posledních letech v krajině udály. Nashromážděný materiál čítá desetitisíce bezobratlých živočichů, z nichž vybrané skupiny byly určovány do druhů. Jedná se především o střevlíkovité brouky (Carabidae) a pavouky (Araneae), kteří slouží jako výborní bioindikátoři změn v krajině. Byly zjištěny signifikantní rozdíly v početnosti jedinců na studovaných liniích svahu, pozorována polohová distribuce jednotlivých společenstev brouků a pavouků vlivem odtoku vody, či změn v zásobenosti půdy živinami souvisejících s transportem půdy. To indikuje značný vliv vodní eroze na půdní faunu. Dalším cílem této práce bylo testování různého typu odchytu bezobratlých živočichů a posouzení vlivu zemědělského managementu na společenstva půdních bezobratlých.

Klíčová slova: půda, degradace, eroze, Carabidae, Araneae

Tento výzkum byl podporován v rámci NAZV QJ123066 a IGA projektů Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci.

Abstract

Soil degradation leads to reduced soil productivity and it has adverse effects on the environment. Water erosion is the major factor affecting soil degradation in Europe and in the Czech Republic. Currently, the issue of erosion is partly addressed by the standards of the Good Agriculture and Environmental Condition (DZES), specifically DZES 4 (Minimum Soil Coverage) and DZES 5 (Minimum Soil Management Level for Erosion). However, these measures are not sufficient to protect soil threatened by erosion. Therefore, we are witnessing various negative changes in the landscape and the environment. From the soil science point of view, scientific literature provides important information about changes in the physical, chemical and several biological (especially microbiological) properties of soil during erosion and their negative impact on crop production. However sufficient information about their effect on epigeic invertebrates is lacking.

This work addresses the use of, in particular, the epigeic communities of invertebrates as indicators of changes in the landscape. It is a multi-annual study that provides an insight into the landscape changes that have occurred over the recent years. The collected material comprises tens of thousands of invertebrates, of which selected groups were determined to species level. These are mainly Carabidae and Araneae, which are excellent bioindicators of landscape changes. Significant variation in the abundance of individuals along the studied slope lines were found, which may indicate the effects of selective transport of beetle and spider communities during water runoff events, or the effects of nutrient variation related to downslope soil transport. This indicates that soil erosion has considerable impact on the composition of invertebrate assemblages. Another aim of this work was to test different methods of invertebrate trapping and to asses the impact of agricultural management on soil invertebrate communities.

Kewords: soil, degradation, erosion, Carabidae, Araneae

This research was supported by NAZV QJ123066 and IGA projects of the Faculty of Science of Palacky University in Olomouc.

Obsah

1. Úvod 121
2. Eroze půdy 122
3. Zemědělství a biodiverzita, funkce bezobratlých živočichů v agrocenózách 125
3.1 Brouci (Coleoptera) 126
3.2 Pavouci (Araneae) 128
4. Závěr 128
5. Literatura 130

1. Úvod

Půda tvoří nejsvrchnější část zemského povrchu a působí na ni řada vnějších faktorů včetně erozních procesů. Vzhledem k tomu, že půda bývá označována jako neobnovitelný zdroj (Hosnedl, 2007), jsou procesy degradace půdy globálním problémem. Celosvětově je vodou transportováno zhruba 2,8 t půdy/ha/rok (Borrelli et al., 2017), v České Republice spočítal průměrnou ztrátu vodní erozí Panagos a kol. (2015) na 2,52 t/ha/rok. Česká Republika není tedy výjimkou, vodní eroze ohrožuje zhruba polovinu plochy zemědělské půdy (Sáňka et al., 2004). Ztráta půdy má podstatný dopad na biodiverzitu populací půdní fauny (Pimentel, 2006). Jelikož je půda přírodní zdroj, který je nenahraditelný, je potřeba hospodařit na ní takovým způsobem, aby její kvalita byla zachována i pro další generace.

Procesy vodní eroze na zemědělských plochách souvisí především s intenzifikací zemědělství. Významně se zintenzivnila od padesátých let 20. století, kdy vedle vlastní intenzifikace docházelo ke scelování pozemků do větších celků a likvidaci tradičních krajinných prvků. V České Republice se setkáváme s největšími půdními bloky v Evropě (Hrbek, 2014). Na vznik vodní eroze má největší vliv sklon a délka svahu, nesmíme ale opomíjet i další faktory, které mají velký vliv na vznik tohoto degradačního procesu. Jedním z těchto faktorů je pěstování erozně nebezpečných plodin na pozemcích, které jsou k vodní erozi náchylné (Pasák, 1984). Nejenom, že tyto plodiny nedokáží svým porostem mechanicky bránit vodní erozi, ale v neposlední řadě bývají na poli jen omezený počet měsíců v roce. Ve chvílích, kdy na polích nenajdeme žádný rostlinný porost, je tato půda v největším ohrožení. Je proto důležité zařazovat do osevních postupů meziplodiny, protierozní pásy a jiná agrotechnická či technická opatření (Boháč et al., 2006).

Vlivem nevhodného hospodaření dochází k mnoha negativním vlivům, jako je utužení půdy, ztráta organické hmoty a v neposlední řadě k erozi půdy různé intenzity. Eroze půdy ochuzuje svrchní část půdního profilu o její nejúrodnější část. Dále zhoršuje fyzikálně-chemické vlastnosti půd a mechanicky poškozuje rostliny. V neposlední řadě transportuje hnojiva a přípravky na ochranu rostlin, což vede ke znečištění nejen okolních pozemků, ale i vodních zdrojů.

Jak již bylo řečeno, je všeobecně známo, že zemědělské hospodaření, ať už v jakékoliv formě ovlivňuje kvalitu půdy a tím i společenstva živočichů, které se v dané lokalitě nachází. V současnosti je velmi důležité sladění produkčních a mimoprodukčních funkcí při hospodaření na zemědělské půdě. V rámci plánování udržitelných systémů hospodaření jsou důležité i informace o půdní biotě a procesech, které ji ovlivňují.

2. Eroze půdy

Vznik a vývoj půdy je dlouhodobý proces, který trvá více než tisíce let. Na druhou stranu znehodnocení půdy lze provést za podstatně kratší dobu (Šantrůčková, 2018). Půda je neobnovitelným a nenahraditelným přírodním zdrojem (Holý, 1994). Často bývá označována jako nejcennější vlastnictví každého státu. Díky zvyšování počtu obyvatel bývají zvyšovány i nároky na půdu. Člověk začal zasahovat do přirozených ekosystémů a ty si začal pozměňovat k co největšímu využívání krajiny ve svůj prospěch (Šarapatka, 2014). Vlivem stále větších nároků na výnosy pěstovaných plodin, dochází ke stále větší intenzifikaci zemědělské výroby a tím pádem i k pozměňování přirozených procesů v krajině (Hylmarová, 2010). Vlivem těchto procesů dochází k tzv. degradaci půdy, která ztrácí své fyzikální, chemické, či biologické vlastnosti.

Eroze půdy je degradační proces, při kterém dochází ke ztrátám její produkční schopnosti. Jedná se o přirozený proces, který po vzniku zemědělství značně nabyl na intenzitě (Ulčák, 2014). Například vodní erozí je v současnosti negativně ovlivněno více než 40% zemědělských půd v ČR (Vopravil et al., 2010). V rámci zemědělské praxe se můžeme setkat s celou řadou typů eroze. Od eroze vodní, či větrné. Mezi méně známé typy erozí můžeme řadit erozi způsobenou orbou, erozi sněhovou, či sklizňovou. U poslední jmenované eroze dochází ke ztrátám půdy se sklízenou plodinou. Například u cukrové řepy může tato eroze způsobovat srovnatelné ztráty půdy jako vodní eroze (Novotný a kol., 2014). V rámci našeho výzkumu jsme se zaměřili především na erozi vodní.

Při vodní erozi dochází k rozrušování půdního povrchu, transportu a sedimentaci uvolněných částic působením vody (Pokladníková et al., 2010). Dochází ke zmenšování mocnosti půdního profilu a zemědělci přicházejí o svoji nejúrodnější část půdy, tedy ornici (Vopravil, 2013). Vlivem vodní eroze dochází nejen ke snižování výnosu zemědělských plodin, ale i ke škodám v intravilánu obcí při přívalových deštích. Jemné

půdní částice zanášejí kanalizace a působí škody na infrastruktuře obcí (Holý, 1994). V neposlední řadě dochází i ke snižování průměrné ceny půdy (Němec et al., 2011). Vodní erozi můžeme dále rozdělit na erozi plošnou, rýhovou, výmolovou a proudovou, přičemž tyto typy eroze jsou od sebe velmi těžko oddělitelné (Janeček et al., 2005).

Průběh eroze je často závislý na intenzitě atmosférických srážek. Při první fázi plošné eroze dochází k dopadu vodních kapek na nekrytý povrch půdy. Tuto fázi popisuje Raga et al. (2017) jako „splash erosion". Při nárazu se část vody může odrazit až do výšky 1,5 metru (Ryżak et al., 2015) a může „odletět" od původního místa dopadu až do vzdálenosti pěti metrů (Erpul et al., 2009). Následně se transportované částice půdy usazují a vyplňují mezery mezi půdními agregáty. Při tomto procesu často dochází k vytvoření velmi obtížně prostupné vrstvy na povrchu půdy. Plošný odtok bývá často soustředěn do rýh a tím vzniká rýžková a rýhová eroze (Janeček et al., 2005). Rýžky mají hloubku od několika centimetrů a při postupném prohlubování přecházejí v erozní rýhy. V nejvíce erozně ohrožených lokalitách může docházet k tvorbě tzv. erozních strží či hluboké výmoly**,** u kterých jejich hloubka přesahuje hranici jednoho metru (Báčová, 2018).

Na náchylnost půdy k vodní erozi působí celá řada faktorů, od sklonitosti pozemku, vegetačním pokryvu, délce svahu a podobně. Důležité jsou i kombinace těchto jednotlivých faktorů se střídáním období sucha a častých dešťů. V posledních letech je snaha začlenit do modelů i biologický faktor (Orgiazzi, Panagos, 2018). Vodní erozi lze vyjádřit i pomocí matematického modelu. Výsledná hodnota nám udává**,** kolik půdy bylo erozní činností přemístěno z původního horizontu. Pro tyto účely se nejčastěji používá rovnice pro dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí USLE, kterou vytvořili Wischmeier a Smith (1978) a její další modifikace.

Wischmeier-Smithova rovnice: **G = RxKxLxSxCxP,** kde

G – průměrná dlouhodobá ztráty půdy (t/ha/rok),

R – faktor erozní účinnosti dešťů (N/ha),

K – faktor erodovatelnosti půdy, kterou vyjadřujeme v závislosti na textuře a

struktuře ornice, propustnosti půdního profilu a obsahu organické hmoty (t/N),

L – faktor délky svahu,

S – faktor sklonu svahu,

C – faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu,

P – faktor účinnosti protierozních opatření.

Tato rovnice byla odvozena se všemi jejími parametry v USA, pro Českou Republiku ji standardizoval Janeček (2012) ve své publikaci Ochrana zemědělské půdy před erozí. Jedná se tedy o empirickou metodu měření eroze pomocí velkého množství naměřených dat. V praxi bývají používány i metody, které nejsou zaměřeny jen na statistických číslech, ale přímo na fyzikálních vztazích a procesech. Jedná se například o modely HydroCAD, KINFIL, WEPP a další. Často se můžeme setkat i se simulačními modely vodní eroze (Pandey, 2016).

Lze předpokládat, že vlivem klimatických změn bude velmi často docházet k extrémním výkyvům počasí, tedy i ke změnám v rozložení srážkových úhrnů. Pro míru vodní eroze je důležitá nejen četnost srážek, ale i jejich intenzita, která v posledních letech nabývá na síle. Vysušená půda není schopna během krátké chvíle pojmout tak velké množství vody a ta poté opouští zemědělské pozemky a zanechává na nich škody. Pro odolnost půdy proti vodní erozi je důležitá především struktura půdy, její zrnitost a obsah humusových látek (Janeček et al., 2008).

Do roku 2019 Ministerstvo zemědělství částečně řešilo problematiku vodní eroze Standardy dobrého zemědělského a environmentálního stavu. Konkrétně standardy DZES 4 (Minimální pokryv půdy) a DZES 5 (Minimální úroveň obhospodařování půdy k omezování eroze). Od 1. 1. 2019 vstoupilo v platnost nové nařízení vlády č. 48/2017 Sb., novela 126/2018. Zemědělci se v rámci LPISu (Land parcel identificated system) mohou podívat, které půdní bloky spadají do kategorií erozní ohroženosti. V podkladová vrstvě „*Eroze*“ se nacházejí záložky s daty do 31.12.2018 a od 1.1.2019. Na základě těchto map je zemědělec obeznámen s mírou eroze na svých pozemcích. Půdní bloky jsou rozděleny do třech základních kategorií na základě vypočítaného erozního smyvu.

- Půdy erozně neohrožené (NEO)

- Půdy mírně erozně ohrožené (MEO)
- Půdy silně erozně ohrožené (SEO)

Na základě tohoto zařazení půdních bloků, musí zemědělec učinit taková opatření, která jsou v souladu s novelou zákona. Omezení se týkají především výskytu souvislých ploch erozně ohrožených plodin a nových půdoochranných technologií.

3. Zemědělství a biodiverzita, funkce bezobratlých živočichů v agrocenózách

Biodiverzita zahrnuje rozmanitost života na všech úrovních. Když mluvíme o biodiverzitě v zemědělství, myslíme tím rozmanitost na zemědělských pozemcích, ať už rozmanitost druhovou, genetickou, či diverzitu biotopů a ekosystémů. Zachování vysoké úrovně biodiverzity je důležité z hlediska zachování přírodních procesů, které jsou pro člověka velice důležité (Šarapatka et al., 2010). Čím větší rozmanitost daného prostředí budeme udržovat, tím můžeme předpokládat zvýšení ekologické stability (Altieri, 1999). Když mluvíme o diverzitě v rámci zemědělství, myslíme tím agrodiverzitu. Hlavním rysem této rozmanitosti je to, že je z velké části neustále udržována člověkem (Šarapatka, Hejcman, 2004).

Edafon jako celek má celou řadu velmi významných funkcí v půdě (Tao a kol., 2016). Do půdní fauny spadají všechny volně žijící organismy, kterou jsou aspoň po určitou část svého života vázáni na půdu (Tuf, 2012). Do skupiny edafických organizmů řadíme půdní bakterie, aktinomycety, houby, jednobuněčné organizmy až po větší ekosystémové inženýry, jako jsou žížaly, či mravenci (Lavelle et al., 2006). Všechny tyto organismy tvoří tzv. živou složku půdy (Tajovský, 2008). Živočichy žijící v půdě jde třídit do skupin podle různých biologických a ekologických aspektů (Šarapatka et al., 2010). Mezi nejpoužívanější klasifikační dělení je podle velikosti živočichů a místa výskytu (Tuf, 2013). Půdní organismy jsou nepostradatelné při rozkladu mrtvé organické hmoty, při biologické fixaci dusíku, při koloběhu látek apod. (Jones, 2009).

V naší práci jsme se zaměřili především na epigeické bezobratlé živočichy, tedy na společenstva trávící převážnou část svého života na povrchu půdy. Typickým rysem obdělávané plochy zemědělci, je pravidelné zpracování půdy a tím navrácení systému na nižší stupeň sukcese. V rámci zemědělských zásahů bývá nejvíce ovlivněno

svrchních 15-25 cm půdy (Altieri, 1999). Tyto zásahy mají významný vliv na společenstva půdních živočichů.

3.1 Brouci (Coleoptera)

Je odhadováno, že území České Republiky obývá téměř 41000 druhů živočichů, z tohoto množství 99% připadá na bezobratlé (Stluka, 2013). Brouci tvoří nejpočetnější a nejvýznamnější skupinu půdních bezobratlých žijících v agroekosystémech (Boháč, 1999). Působí na ně celá řada faktorů a jsou také ovlivněni okolní krajinou (Dauber et al., 2010).

Střevlíkovití

V rámci našeho výzkumu jsme se zaměřili na nejpočetnější čeleď brouků, a to na střevlíkovité (*Carabidae*). Celosvětově je známo více než 35 000 druhů těchto jedinečných živočichů (Hůrka, 1996), z toho 518 druhů se vyskytuje na území České republiky, včetně vyhynulých druhů.

Střevlíkovití jedinci velmi citlivě reagují na kvalitativní změny v prostředí (Kromp, 1999). Bývají hojně využíváni při studiu ekosystémů jako modelová skupina právě díky své početnosti, tak i pro svou širokou ekologickou valenci (Kotze et al., 2011). K bioindikaci kvality prostředí se střevlíkovití jedinci používají již od 50. let minulého století (Farkač et al., 2006).

Střevlíkovití patří do podřádu masožraví (*Adephaga*), do řádu brouci (*Coleoptera*). Jejich velikost se pohybuje od 2 milimetrů do zhruba 10 centimetrů, ovšem středoevropské druhy se pohybují v rozmezí 1,6 až 4 centimetry (Hůrka, 2005). Zbarvení těchto jedinců je značně variabilní, nejčastěji mívají tmavé barvy, ale můžeme se setkat i s kovovými odstíny mosazi, či mědi. Výjimkou není i zcela žluté zbarvení. Hlava střevlíků je krátká, protáhlá a směřuje dopředu (Zahradník, 2008). Většina zástupců této čeledi jsou noční draví brouci s ústním ústrojím kousacího typu, které slouží k uchycování kořisti i zpracování potravy (Hůrka, 1996). Kusadla mívají střevlíci často mohutná, na vnitřní straně hladká, nebo zubatá (Zpěvák, Kunst, 1978). Stavba těla střevlíkovitých je primárně uzpůsobena jejich stylu života. Většina druhů této čeledi se

živí dravě, jako predátoři bezobratlých, můžeme se ale setkat i s nekrofágně živícím se střevlíkem (Lovei, Sunderland, 1996). Jen malá část střevlíků pak dává přednost rostlinné potravě (např. zástupci rodu *Amara, Zabrus, Ophonus*). Střevlíci bývají často v zemědělských systémech vnímání pozitivně, jako přirozená ochrana proti živočišným škůdcům (Holland a Luff, 2000). Určitou ochranu nalezneme i u střevlíků živících se rostlinnou potravou, především plevelnatými druhy (Honěk a Jarošík, 2000). Povrch těla je poměrně silně sklerotizován a tím chrání jedince před mechanickým poškozením. Jejich běhavé nohy jim zabezpečují rychlý pohyb a život dravce. Jen málokdy se setkáváme s létavými druhy střevlíků, mnozí z nich mají totiž zkrácená křídla (brachypterní). U některých druhů nejsou křídla vyvinuta vůbec – druhy apterní (Gabriš, 2012). Neschopnost letu může do velké míry zapříčiňovat jejich velkou druhovou rozmanitost. Dle Trautnera a Geigenmüllera (1987), jsou jednotlivé populace střevlíkovitých tak dlouho izolovány, že se po dostatečně dlouhé době mohou v některých znacích lišit. Dle denní aktivity této skupinu živočichů lze usoudit, že se jedná především o noční dravce. Setkáme se ale i s druhy, které jsou aktivní po celý den, nebo například přímo vyžadují sluneční oslunění – zástupci rodu *Cicindela* (Gabriš, 2012).

Tato skupina živočichů je velmi rozmanitá, co se týče nároků na životní prostředí. Nalezneme mezi nimi druhy stenotopní, tedy druhy obývající malou plochu, většinou speciálních stanovišť. Tyto ekosystémy bývají většinou přirozené, nebo jen v malé míře ovlivněné člověkem. Dále se můžeme setkat s druhy adaptabilními, které mají vysokou schopnost se přizpůsobit danému prostředí. V neposlední řadě se setkáváme s druhy eurytopními, bez zvláštních nároků na prostředí. Tyto typy střevlíkovitých mohou obývat i často nestabilní typy ekosystémů, často do značné míry ovlivňované lidskou činností (Hůrka, 1996). Některé druhy (reliktní, adaptabilní) mají schopnost citlivě reagovat na změny vlivem antropogenních činností (Kromp, 1999). Střevlíky tedy nalezneme na nejrůznějších typech stanovišť, od mořského pobřeží, až po vysoké hory, od suchých stanovišť, až po ty dlouhodobě zamokřená. Většina druhů je epigeická, tedy žije na povrchu půdy, nejčastěji v hrabance, či pod kameny. Některé druhy můžeme nalézt i na stromech, pod kůrou, či v trouchnivějícím dřevě (Hůrka et al., 1996).

3.2 Pavouci (Araneae)

Pavouci tvoří významnou skupinu bezobratlých predátorů, které můžeme nalézt ve velmi rozmanitých biotopech. Topping a Sunderland (1994) odhadují populační hustotu pavouků na evropských obilných polích na 2–600/m^{-2}. U evropských jednoletých plodin je tato hodnota 92 jedinců pavouků na m^2 (Nyffeler, Sunderland, 2003). Jejich vazba k určitému stanovišti bývá také hojně využívána pro biologické studie. Celosvětově bylo popsáno více než 40 000 druhů pavouků (Platnick, 2014). Na území České republiky je známo 866 druhů pavouků (Růžička, Buchar, 2008). Většina těchto druhů je epigeických. V agrocenózách zastávají úlohu významných regulátorů škůdců, kteří jako celek mohou snížit škodu na úrodě (Symondson et al., 2002). Většina pavouků, včetně těch, se kterými jsme se setkali během našeho výzkumu, není potravně specializovaná, jsou tedy schopni lovit širokou škálu kořistí (Řezáč et al., 2010). Jejich početnost na daném místě není závislá na populační dynamice škůdce. Setrvávají na místě i za jeho nepřítomnosti a při jeho případném přemnožení jsou připravení zakročit. Při jarních výskytech škůdců je tento „vyrovnávací efekt“ mezi zemědělci oceňován (Clarke, Grant, 1968).

4. Závěr

Zemědělské plochy jižní Moravy patří mezi nejvíce erozně ohrožené půdy v České republice. K této skutečností přispívá celá řada faktorů, včetně antropogenních. Tato práce se zabývá právě činnostmi člověka, které zasahují do ekosystémů polí a v určitém směru je pozměňují. Společenstva půdních bezobratlých mají v agroekosystému nezastupitelnou roli. Veškeré disturbance, se kterými se můžeme na polích setkat, se kauzálně projeví na početnosti, či druhovém složení půdní fauny. Nesmíme opomenout, že na edafon působí ještě celá řada jiných, než antropogenních faktorů. Neopomenutelnými činiteli jsou klimatické podmínky, heterogenita prostředí, půdní typ a řada dalších. Veškeré tyto vlivy bychom měli hodnotit komplexně na základě matematických analýz.

První část této práce je zaměřena na posouzení vlivu zemědělského managementu na společenstva půdních bezobratlých. Ekologické i konvenční postupy hospodaření se neliší pouze množstvím pesticidních postřiků, ale i agrotechnickými a dalšími zásahy, které mají nezanedbatelný vliv na společenstva edafonu. Jak již bylo řečeno, je důležité

zvažování jednotlivých agrotechnických zásahů v závislosti na klimatických podmínkách ročníku a ekologických aspektech dané lokality. Správné načasování a znalost místních podmínek, může hrát důležitější roli, než zvolení typu zemědělského managementu. V neposlední řadě je důležité podporovat udržitelnost našeho hospodářství a volit natolik šetrné postupy, aby byla půda zachována i pro další generace.

Druhá část mé práce se věnuje různým typům odchytu půdních bezobratlých, především stonožek a mnohonožek. Instalace návnadových pastí nám dává možnost odchytit jedince, kteří alespoň část svého života tráví pod povrchem půdy. Kombinace pastí na epigeická společenstva s pastmi zachycující živočichy pod půdním povrchem nám přinese přehled o půdních společenstvech v celém kontextu. Důležitým aspektem je také načasování instalace těchto pastí vzhledem k termínům agrotechnických zásahů na daných lokalitách. V neposlední řadě, podzemní pasti měly v našem výzkumu podobnou účinnost, jako odebírání půdních vzorků.

V poslední části své výzkumné činnosti, která se věnovala zhodnocení vlivu vodní eroze na půdní bezobratlé, jsme se opět zaměřili na studium epigeických společenstev. Především díky výborné bioindikační schopnosti střevlíků a pavouků jsou patrné rozdíly mezi plochami, kde převládá akumulace a plochami, které jsou ovlivněny erozním smyvem. Obecně můžeme konstatovat, že větší množství půdních bezobratlých jsme nalezli v depoziční části, kde je splavován půdní materiál z vyšších částí svahu. Díky tomu mohou být vrchní linie o tyto jedince ochuzeny, což může spustit řadu negativních procesů. Erozní činnost způsobuje omezení, až úplnou ztrátu produkčních schopností. Je to přírodní proces, který nelze úplně zastavit, ale lze ve větší míře potlačit, zvláště pak na plochách, které jsou řízené člověkem. V posledních letech, kdy dochází k častým klimatickým extrémům, je potřeba zaměřit své úsilí i na podporu boje proti půdní erozi především vhodnými opatřeními organizačního charakteru až po opatření technického rázu.

Do budoucna by bylo vhodné zacílit výzkum i na další společenstva edafonu a na další typy polí.

5. Literatura

Altieri, A. M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystem and Environment, Vol. 74, p. 19 – 31.

Báčová M. 2018. Monitoring projevů vodní eroze na zemědělských plochách. Dizertační práce. České vysoké učení technické v Praze.

Boháč, J. 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. Agriculture, Ecology and Environment, Volume 74, Issues 1-3, pp. 357-372.

Boháč, J., Moudrý, J., Desetová, L. 2006. Biodiverzita a zemědělství. Biodiversity and Agriculture. Vol. 41, No. 1, p. 24-29.

Borrelli, P., Robinson, D. A., Fleischer, L. R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., … Panagos, P. 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. Nature Communications, 8, https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7.

Clarke R. D., Grant P. R. 1968. An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. Ecology 49 (6): 1152–1154.

Dauber, J., Jones, M. B., Stout, J. C. 2010. The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. GCB Bioenergy, vol. 2, pp. 289 - 309.

Erpul G., Gabriels D., Cornelis W. M., Samray H. and Guzelordu T. 2009. Average sand particle trajectory examined by the Raindrop Detachment and Wind-driven Transport (RD-WDT) process. Earth Surface Processes and Landforms. 34(9), 1270-1278.

Farkač J., Kopecký T. & Veselý P. 2006. Využití střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) fauny Slovenska k indikaci kvality prostředí. Carabid beetles utilization (Coleoptera: Carabidae) of Slovak fauna for quality environment indication. Ochrana prírody (Nature conservation) 25: 226-242. [ISBN 978-80-89035-78-6] (In Czech, English summary).

Fernández-Raga M., Palencia C., Keesstra S., Jordán A., Fraile R., Angulo-Martínez M. and Cerdà A. 2017. Splash erosion: A review with unanswered questions. Earth-Science Reviews. 171, 463-477.

Gabriš R. 2012. Vliv environmentálních faktorů a managementu na střevlíkovité brouky v prostředí podhorských luk a pastvin. Diplomová práce. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta.

Holland J. M., Luff M. 2000. The effects of agricultural practices on carabidae in temperate agroecosystems. Integrated Pest Management Reviews. 5: 109–129.

Holý, M. 1994. Eroze a životní prostředí. Praha: vyd.ČVUT. 383 s, ISBN 80-01-01078-3.

Honěk A., Jarošík V. 2000. The role of crop density, seed and aphid presence indiversification of field communities of Carabidae (Coleoptera). European Journal of Entomology. 97: 517–525.

Hůrka K., Veselý P., Farakač J. 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. Klapalekiana. 32: 15–26.

Hylmarová, J. 2010. Ochrana půdy před negativními vlivy zemědělské výroby. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně. 67 pp.

Hrbek, J. 2014. Strukturální šetření v zemědělství 2013. Český statistický ústav. Praha. [on-line] [cit. 15. 8. 2016].

Hůrka K. 1996. Carabidae of the Czech and Slovak Republics. 1. vyd. Zlín: Kabourek. 565 pp.

Hůrka K. 2005. Brouci České a Slovenské republiky. 1. vyd. Zlín: Kabourek. 390 pp.

Janeček M., Bohuslávek J., Dumbrovský M., Gergel J., Hrádek F., Kovář P., Kubátová E., Pasák V., Pivcová J., Tippl M., Toman F., Tomanová O. and Váška J. 2005. Ochrana zemědělské půdy před erozí. ISV nakladatelství, Praha.

Janeček M. a kol. 2008. Základy erodologie. 1. vydání. Praha. Česká zemědělská univerzita v Praze. 165 s. ISBN 978-80-213-1842-7.

Janeček M. 2012. Ochrana zemědělské půdy před erozí. powerprint s.r.o., Praha.

Jones, A., Stolbovoy, V., Rusco, E., Gentile, A. R., Gardi, C., Marechal, B., Montanarella, L. 2009. Climate change in Europe. 2. Impact on soil. A review. Agron. Sustain. Dev., 29: 423-432.

Kotze J., Brandmayr P., Casale A., Dauffy-Richard E., Dekoninck W., Koivula M.J., Lövei G.L., Mossakowski D., Noordijk J.,Paarmann W.,Pizzolotto W., 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. 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.

Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., and Rossi, J. P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services, Euro. J. Soil Biol., 42, S3–S15.

Lovei, G. L., Sunderland, K. D. 1996. Ecology and behavior of grand Beatles (Coleoptera: Carabidae), anual review of entomology. Volume: 41, pp. 231-256.

Němec, J., a kol. 2011. Pozemkové úpravy. Ústí nad Labem: vyd. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem Fakulta životního prostředí. 131s, ISBN 978-80- 7414-373-1.

Novotný, I. a kol. 2014. Příručka ochrany proti vodní erozi. Praha: VÚMOP, Mze, Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/file/293635/MZE_prirucka_vodni_eroze.pdf >.

Nyffeler M., Sunderland K. D. 2003. Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. Agriculture, Ecosystems & Environment 95: 579–612.

Orgiazzi A, Panagos P. 2018. Soil biodiversity and soil erosion: It is time to get married. Global Ecol Biogeogr.; 27:1155–1167. https://doi.org/10.1111/geb.12782.

Panagos, P. Borelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., …, Alewell, C. 2015. The new aseessment of soil loss by water erosion in Europe. Environmental Science and Policy. 54, 438-447.

Pandey A., Himanshu S. K., Mishra S. K. and Singh V. P. 2016. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. CATENA. 147, 595-620.

Pasák V. 1984. Ochrana půdy před erozí. SZN Praha, 284 s. Rostlinná výroba. Státní zemědělské nakladatelství.

Pimentel, D. 2006. Soil erosion: A food and environmental threat. Environment, Development and Sustainability, 8, 119–137. https://doi.org/10.1007/s10668-005-1262-8.

Platnick, N. I. 2014. The world spider catalog, version 14.5. American Museum of Natural History, online at http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.

Pokladníková, H., Podhrázská, J., Novotný, I., Středa, T. 2010. Eroze půdy na jižní Moravě. Český hydrometeorologický ústav a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Brno. ISBN 978-80-86690-79-7.

Růžička, V., Buchar, J. 2008. Dodatek ke katalogu pavouků České republiky 2001–2007. Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná 29–30: 3–32.

Ryżak M., Bieganowski A., Polakowski C. 2015. Effect of Soil Moisture Content on the Splash Phenomenon Reproducibility. PLoS One. 10(3), e0119269.

Řezáč M., Pekár S., Stará J. 2010. The negative effect of some selective insecticides on the functional response of a potential biological control agent, the spider Philodromus cespitum. BioControl 55 (4): 503e5010.

Sáňka M., Materna J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Planeta. Odborný časopis pro životní prostředí. Ministerstvo životního prostředí. Ročník XII, číslo 11/2004. ISSN 1213-3393.

Symondson W. O. C., Sunderland K. D., Greenstone M. H. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? Annual Review of Entomology. 47: 561–594.

Stluka P. 2013. Vliv managementu na biodiverzitu lesních ekosystémů -. epigeičtí brouci na vybraných biotopech Písecka. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta.

Šantrůčková, H., Kaštovská,E., Bárta, J., Miko, L., Tajovský K. 2018. Ekologie půdy. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-7394-695-1.

Šarapatka B., Hejcman M. .2004. Diverzita a ekologické zemědělství. MŽP ČR. p. 48.

Šarapatka B., a kolektiv 2010. Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Olomouc: Bioinstitut. 440 pp.

Šarapatka, B. 2014. Pedologie a ochrana půdy. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci – 232s. 1. vydání. ISBN 978-80-244-3736-1.

Tajovský, K. 2008. Půdní fauna. Soil fauna. – In: Jongepierová I. [ed.], Louky Bílých Karpat, Grasslands of the White Carpathian Mountains, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou, 199-226 pp.

Tao, H. H., Slade, E. M., Willis, K. J., Caliman, J. P.,Snaddon, J. L. 2016. Effects of soil management practices on soil fauna feeding activity in an Indonesian oil palm plantation. Agriculture, Ecosystems and Environment, 218: 133-140.

Topping C. J., Sunderland K. D. 1994. Methods for quantifying spider density and migration in cereal crops. Bulletin British Arachnological Society 9: 209–213.

Trautner J., Geigenmüller K. 1987. Tiger beetles, ground beetles. Illustrated key to the Cicindelidae and Carabidae of Europe. TRIOPS Verlag, Aichtal, 487 pp.

Tuf, I. H. 2012. Půdní bezobratlí. [Soil Invertebrates.] In: Machar, I., Drobilová, L. a kol.: Ochrana přírody a krajiny v České republice, vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 613-625.

Tuf, I. H. 2013. Praktika z půdní zoologie. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.

Ulčák, Z. 2014. Hospodaření v krajině: Vybrané kapitoly. Masarykova univerzita. Fakulta sociálních studií, Brno. Muni press. 83 s. dostupné z: http://humenv.fss.muni.cz/wpcontent/uploads/Ul%C4%8D%C3%A1k_Hospoda%C5%99en%C3%AD-v-krajin%C4%9B_ekniha.pdf.

Vopravil, J., a kol 2010. Půda a její hodnocení v ČR, Díl I. Praha: vyd. VÚMOP, v.v.i. 148 s, ISBN 978-80-87361-05-4.

Vopravil J., Khel T., Havelková L. and Batysta M. 2013. Studie zabývající se základní problematikou eroze půdy a jejím současným stavem v Ústeckém a Jihomoravském kraji České republiky. SOWAC, s. r. o., Praha.

Wischmeier, W. H. D. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide Book to Conservation Planning. ARG. Handbook No.537, US Dept. Of Agriculture, Washington.

Zahradník J. 2008. Brouci. Praha: Aventinum, 288 s., IBSN 9788086858432.

Zpěvák J., Kunst M. 1978. Atlas bezobratlých. Praha: SPN. Obrazové atlasy pro všeobecně vzdělávací školy. ISBN (Brož.).