

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Vliv vodní eroze na polích na půdní faunu

Bc. Lucie Hábová

Diplomová práce

předložená

Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: RNDr. Mgr. Ivan H. Tuf, Ph.D.

Olomouc 2016

Hábová L. (2016): Vliv vodní eroze na polích na půdní faunu. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc, 71 s., v češtině

Abstrakt

Tato práce se zabývala vlivem vodní eroze na polích na půdní faunu. Výzkum probíhal na šesti polích ležících na svazích u obcí Velké Bílovice a Čejkovice na jižní Moravě. Všechna pole byla oseta širokořádkovou plodinou (kukuřicí). Ke sběru materiálu byly použity tři transekty podzemních návnadových pastí. Pět podzemních návnadových pastí bylo zakopáno na vrcholu svahu, pět pastí ve střední části a pět pastí ve spodní části na každé lokalitě. Půdní bezobratlí byli extrahováni z podzemních návnadových pastí za pomoci Tullgrenových zařízení. Distribuce půdních bezobratlých byla analyzována pomocí mnohorozměrných analýz v programu CANOCO. Vyhodnocen byl vliv environmentálních faktorů, které mohly ovlivňovat distribuci taxonomických skupin i jednotlivých druhů. S intenzitou eroze klesala abundance broučích larev a žížaly *Aporrectodea caliginosa* a naopak rostla abundance brouků (hlavně vrubouna *Pleurophorus caesus*), stonožek a mnohonožky *Brachydesmus superus*. Sklon svahu souvisel s abundancí larev, které signifikantně preferovaly pouze mírné svahy podobně jako žížala *Aporrectodea caliginosa*. Naopak strmé svahy signifikantně preferovala mnohonožka *Brachydesmus superus*.

Klíčová slova: vodní eroze, podzemní návnadové pasti, kukuřičná pole, mnohonožky, žížaly

Hábová L. (2016): The water erosion on fields on soil fauna. Diploma Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University Olomouc, 71 pp., in Czech

Abstract

My thesis deals with the impact of water erosion on soil fauna on agricultural fields. The research took place in six fields on hillsides near villages Velké Bílovice and Čejkovice in southern Moravia. All fields were sown with a corn. Three transects of hay bait-traps were used for collecting the material. Five bait-traps were buried on the top of the hillside; five of them were in the middle and five more on the bottom of the slope on each locality. Soil invertebrates were extracted from the bait-traps by Tullgren funnels. The distribution of soil fauna was analyzed by CANOCO which uses multivariate statistical analysis. Environmental factors were also evaluated since they could also have affected the distribution of taxonomic units and individual species. The abundances of beetle larvae as well as earthworm *Aporectodea caliginosa* decreased with increasing intensity of soil erosion. On the other hand, abundances of beetles, (specifically scarab beetle *Pleurophorus caesus*), centipedes and millipede *Brachydesmus superus* increased with increasing intensity of erosion. Inclination of slope affected positively abundances of millipede *B. superus*, but negatively abundances of beetle larvae and abundance of earthworm *A. caliginosa*.

Key words: water erosion, bait-traps, corn field, millipedes, earthworms

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod odborným vedením dr. Ivana H. Tufa s použitím citované literatury.

V Olomouci 19. prosince 2016

Obsah

Seznam obrázků	VII
Seznam tabulek	VIII
Poděkování	IX
1. Úvod	1
1.1 Význam půdy pro přírodu a člověka	1
1.2 Ohrožení a ochrana půdy	2
1.3 Protierozní opatření	12
1.4 Charakteristika půdní fauny	17
1.5 Význam půdní fauny	19
1.6 Ohrožení půdní fauny	20
2. Cíle práce	23
3. Materiál a metody	24
3.1 Popis lokalit	24
3.2 Sběr zoologického materiálu	25
3.3 Determinace živočichů	27
3.4 Statistická analýza	27
4. Výsledky	28
5. Diskuze	37
6. Závěr	42
7. Literatura	43
8. Přílohy	57
Příloha 1	57

Seznam obrázků

Obrázek 1: Výzkumné lokality	24
Obrázek 2: Zastoupení jednotlivých skupin (průměrný počet skupin, 5 pastí v transektu, 3 měsíce), zaznamenaných v různých polohách svahu	30
Obrázek 3: Zastoupení jednotlivých druhů (průměrný počet druhů, 5 pastí v transektu, 3 měsíce), zaznamenaných v různých polohách svahu	31
Obrázek 4: CCA model znázorňující distribuci jednotlivých skupin v závislosti na pozici na svahu, jeho sklonu (svah) a intenzitě eroze	32
Obrázek 5: CCA model znázorňující interakci jednotlivých druhů a erozi, pozici na svahu	34
Obrázek 6: GAM modely znázorňující abundance jednotlivých druhů s ohledem na intenzitu sklonu svahu či míry eroze	36
Obrázek 7: GAM modely znázorňující abundance skupin s ohledem na intenzitu sklonu svahu či míry eroze	36

Seznam tabulek

Tabulka 1: Počty jedinců zastižených skupin odchycených na jednotlivých lokalitách	28
Tabulka 2: Přehled determinovaných druhů bezobratlých ulovených na všech lokalitách za obě období.....	29
Tabulka 3: Faktory a jejich statistická významnost (skupiny).....	32
Tabulka 4: Výsledky testování signifikantnosti CCA analýzy pro skupiny.....	33
Tabulka 5: Výsledky testování signifikantnosti CCA analýzy pro druhy	33
Tabulka 6: Faktory a jejich statistická významnost (druhy).....	34
Tabulka 7: Výsledky GAM analýzy vlivu faktorů (eroze, svah) na jednotlivé skupiny	35
Tabulka 8: Výsledky GAM analýzy vlivu faktorů (eroze, svah) na jednotlivé druhy	35

Poděkování

Mé poděkování patří v první řadě vedoucímu práce dr. Ivanu H. Tufovi za cenné rady, trpělivost a veškerou pomoc při tvorbě diplomové práce. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Ladislavu Čápovi, Ing. Vojtěchu Chmelíkovi, Mgr. Patriku Netopilovi, Ph.D., a prof. Dr. Ing. Bořivoji Šarapatkovi, CSc., za pomoc v terénu při získávání dat. Děkuji Ing. Marku Bednářovi za pomoc při výpočtu intenzity eroze. Rovněž bych chtěla poděkovat Mgr. Ondřeji Macháčovi za pomoc při determinaci pavouků, doc. RNDr. Václavu Pižlovi, CSc., za determinaci žížal, prof. Ing. Slavomíru Stašiovovi, PhD., za determinaci mnohonožek a Mgr. Filipu Trnkovi za determinaci brouků. Zároveň děkuji své rodině a nejbližším za podporu a trpělivost po celou dobu studia a při zpracovávání diplomové práce.

1. Úvod

1.1 Význam půdy pro přírodu a člověka

Půda je živý systém, který je důležitý nejen pro pěstování rostlin, ale pro život na Zemi jako takový (Tuf, 2013). Poskytuje jednotlivci ať již přímo nebo nepřímo obživu a další základní potřeby (Šarapatka, 2013). Lidská společnost je od nepaměti existenčně závislá na půdě, neboť na jejich vlastnostech potravně závisí její život (Šarapatka a kol., 2002). Na druhé straně i kvalita půdy je závislá na činnosti člověka – zástavbou, skládkováním odpadů (Kozel, 1984). Půda hraje důležitou roli nejen z pohledu produkce, ale představuje významnou složku životního prostředí (Šarapatka, 1996). Má vliv na kvalitu i kvantitu produkovaných potravin, je součástí většiny terestrických ekosystémů, ovlivňuje atmosféru i hydrosféru. Význam půdy pro člověka je neocenitelný (Tomášek, 2007). Půda je označována za neobnovitelný zdroj (Hosnedl, 2007), vzhledem k rychlosti půdotvorných procesů, jelikož na vytvoření jednoho centimetru půdy je potřebných asi 100-400 let (Šarapatka a kol., 2002).

Praktický zájem člověka o půdu se datuje od počátků tzv. neolitické revoluce. V mladší době kamenné – neolitu (9-3,5 tisíc l. př. n. l.) došlo k zásadní změně způsobu života (Vopravil a kol., 2010). V průběhu této revoluce se z převážně lovců a sběračů stala společnost, jejíž ekonomika byla založena hlavně na zemědělství (Čapka, 2010). Tento proces nezačal vzhledem ke klimatickým podmínkám na celé Zemi současně. Ke konci paleolitu postupně začal ústup ledovců směrem na sever a na jejich okraji začal neolit. K tomu došlo zřejmě v desátém tisíciletí před naším letopočtem v oblasti předního Východu, na území tzn. Úrodného půlměsíce (Palestina, Sýrie, Turecko, Írán a Irák), kdy člověk poprvé převzal kontrolu nad způsobem získávání potravy. Podle různých autorů kromě Úrodného půlměsíce vzniklo zemědělství nezávisle také ve Střední Americe, Jižní Americe, Číně, na východě USA, Africe, Indii i na Nové Guineji (Tuf, 2013).

Lidé přestali být závislí na sběru semen a začali je sami účelově pěstovat (Tuf, 2012). Prvními polními plodinami byly pšenice a ječmen. Zřejmě se začátkem pěstování obilnin došlo i k domestikaci divokých zvířat (Šarapatka a kol., 2010). Lovci si brzy

uvědomili, že nemusí usmrtit všechna odchytaná zvířata. Zpočátku odchyťovali jen mláďata ulovených zvířat, které drželi v zajetí a vykrmovali na maso (Tuf, 2013). Později je lidé začali využívat všestranněji, např. produkce mléka, vlny, tažná zvířata. Tak postupně vznikaly základy chovatelství. Prvním domestikovaným zvířetem zřejmě byla ovce, dále koza, skot nebo pes (Čapka, 2010).

Se vznikem zemědělství vznikala také dělba práce (Šarapatka a kol., 2008). Zemědělci používali jednoduché zemědělské nástroje, vypalovali lesy na úkor zemědělských ploch (Plíhal, 2011). Lidé měli najednou stabilní přísun potravy a tím rostl počet obyvatel (Čapka a Eliška, 1998, Mackovčín a kol., 2012). Zemědělství se posléze šířilo z oblasti Úrodného půlměsíce do Evropy a západní Asie (Tuf, 2013). Ve střední a severní Evropě začal tento proces až o dva tisíce let později. Od té doby je lidská společnost s půdou pevně spjata. Půda se stala zdrojem obživy a je nenahraditelnou složkou krajiny (Nermut, 2007, Kozel, 1987).

1.2 Ohrožení a ochrana půdy

S rostoucím počtem obyvatel zasáhl člověk svou činností do přirozených luk a lesních ekosystémů a na vytvořené zemědělské půdě začal ve velkém měřítku zvyšovat intenzitu pěstovaných plodin dle svých potřeb. Tyto zásahy se později projeví na kvalitě půdy (Krejčíková, 2008). Přirozené procesy byly ovlivněny vlivy antropogenního původu (Hylmarová, 2010). Člověk nevědomě za účelem co největších výnosů zhoršoval produkční i mimoprodukční vlastnosti půdy (Vopravil a kol., 2013a). Mnohé půdy jsou v současnosti degradovány, čímž jsou ničeny jejich funkce (Rozmáňková, 2014). Mezi degradační procesy patří převážně acidifikace, kontaminace, úbytek organické hmoty, pedokompakce, zábory půdy a v neposlední řadě eroze, která je nejzávažnějším problémem celého světa (Hanusková, 2016). Každý jednotlivý degradační proces vyvolává obvykle řetězovou reakci, kterou lze velmi obtížně zastavit. Je proto nutné půdu chránit a těmto degradacím předcházet (Tauberová, 2014).

Acidifikace půdy

Okyselování prostředí neboli acidifikace je způsobeno zvýšeným přísunem vodíkových iontů (Tuf, 2013). Acidifikaci je možné rozdělit na primární a sekundární. Primární acidifikace je přírodní proces, který probíhá pozvolna, zejména v horských oblastech. Kyselé deště napomáhají rozkladu organické hmoty (jehličí, listí) nebo dochází ke zvětvávání kyselých hornin, které výrazně mění pH půdy. Jedná se o procesy dlouhodobé, které nevyžadují žádná opatření. Sekundární acidifikaci způsobuje člověk svými aktivitami, jako je nesprávné hospodaření – pozemky ležící ladem, nadměrné používání kyselých působících hnojiv, nevhodná skladba porostů, nedostatečným používáním vápenatých hnojiv, či jinými zásahy do půdy (Šarapatka, 2013).

Hlavní příčinou sekundární acidifikace je však znečištěné ovzduší, které způsobují tzv. kyselé deště. Kyselé deště vznikají v oblastech s vysokými koncentracemi oxidů síry a oxidů dusíku. Tyto oxidy vstupují do chemických reakcí v atmosféře a vzniklé kyseliny jsou pak součástí srážek, které dopadají na zemský povrch (Šarapatka a kol., 2002). Působením těchto znečišťujících látek dochází k okyselování životního prostředí. Oxidy síry vznikají především spalováním fosilních paliv, zejména hnědého uhlí. Hlavním zdrojem oxidů dusíku je automobilová doprava (Tuf, 2013).

Při acidifikaci dochází ke snížení pufrací schopnosti půdy, což je schopnost půdy udržovat stálé pH. Čím nižší je pufrací kapacita půdy, tím rychleji bude acidifikována. Po vyčerpání této schopnosti dochází k výrazným změnám v půdě, což se projevuje především na její kvalitě (Malcová, 2014). Acidifikací zasažené ekosystémy se stávají neobyvatelné nejen v důsledku sníženého pH, ale i v důsledku následné rozpustnosti rizikových prvků, dosud vázaných v horninách. Mezi tyto prvky patří např. olovo, hliník či kadmium, mající při nižším pH toxicitější formu. V půdách poté tyto látky snižují biodiverzitu rostlinných i živočišných druhů. Při acidifikaci současně dochází k akumulaci kyselin a síranů v půdě, ke zhoršení kvality humusu, omezení dostupnosti fosforu pro rostliny (Šarapatka, 2013), snížení klíčivosti semen, snížení výnosů většiny kulturních rostlin, vymývání živin, a také k omezení mikrobiální činnosti.

V České republice je mírnou acidifikací postižena veškerá půda. Podstatou ochrany půdy před acidifikací je omezení kyselých vstupů (hnojiv, imisí), pravidelné

střídání plodin s větším zastoupením víceletých pícein a hlavně pravidelným vápněním půdy (Tuf, 2013). Vápno totiž snižuje půdní kyselost a neutralizuje atmosférický spad.

Kontaminace půdy

Kontaminace půdy znamená její znečištění. Na kontaminaci půd se podílí celá řada organických i anorganických látek, které nejsou součástí půdy. Zdrojem těchto látek mohou být přirozené procesy nebo antropogenní činnost (Tlustoš a kol., 2006). Některé látky dlouhodobě zůstávají v půdě a ovlivňují životní prostředí na stovky let. V mnoha případech se tyto látky neprojevují okamžitě, jsou dlouhodobě vázány v půdních strukturách nebo jsou perzistentní. Proto jsou počáteční stádia znečištění půdy těžko kontrolovatelná a je velmi obtížné eliminovat jejich účinky. Kontaminanty mohou poškodit základní funkce jednotlivých ekosystémů, jakož i zdraví rostlin, živočichů (Šmejkalová a kol., 2003) a lidí. Takovéto typy kontaminantů se nakonec dostanou do organismu člověka, kde se hromadí. Přísun těchto látek je buď přímý, nebo prostřednictvím potravních řetězců (Kučerová a kol., 1999). Hlavními kontaminanty jsou rizikové prvky a persistentní organické látky. Mezi rizikové prvky patří těžké kovy (Kobza, 2005), které se v přirozených podmínkách vyskytují v podloží specifických hornin. V přírodě tyto prvky najdeme jen ve velmi malém množství (Tomašík, 2010). Některé těžké kovy (železo, měď, zinek) mohou být pro lidské tělo prospěšné, ovšem při vyšších dávkách poškozují zdraví (olovo, kadmium).

Těžké kovy jsou schopné vázat bílkoviny, enzymy či nukleové kyseliny a ovlivňovat jejich funkčnost. Dlouhodobé působení těžkých kovů může poškodit nervovou soustavu či vyvolat rakovinné bujení (Baláková, 2013). Mezi nejčastější kontaminanty prostředí patří rizikové prvky pocházející z antropogenní činnosti, které se do půdy dostávají atmosférickým spadem, těžbou nerostných surovin, spalováním fosilních paliv, automobilovou dopravou. Dále k uvolňování kovů dochází při spalování odpadů a čistírenských kalů (Šarapatka, 2013). U zemědělské půdy mohou být zdrojem kontaminace průmyslová hnojiva či pesticidy (Gavlasová, 2012). Ochrana půdy před kontaminací spočívá v přísných kontrolách a sledování rizikových prvků, které jsou vypouštěny do půdy.

Druhou skupinou kontaminantů jsou perzistentní organické látky. Perzistentní organické látky jsou látky odolné vůči rozkladu, kumulují se v půdě, sedimentech či živých organismech po dlouhou dobu (Tuf, 2013). Tyto látky představují závažné riziko pro člověka, protože jsou toxické. V již velmi malých dávkách látky způsobují hormonální poruchy a ohrožují reprodukční funkce (snižují mužskou plodnost). Mají na svědomí vývojové, imunologické poruchy, také rakovinu (Baláková, 2013). Jde o skupinu látek, které se většinou vyrábějí průmyslově, některé z nich vznikají i přírodními procesy (sopečná činnost, lesní požáry, rozkladné procesy v sedimentech). Prakticky se s těmito látkami setkává člověk denně (pesticidy, součást nátěrů, syntetické barvy, výroba oceli, pokrývání silnic asfaltem, konzervace dřeva, emise) (Tuf, 2012). Mezi nejznámější patří polychlorované bifenyly (PCB), polyaromatické uhlovodíky (PAU), dioxiny nebo DDT. Perzistentní organické látky se staly součástí potravních řetězců a do lidského těla se dostávají potravou prostřednictvím rostlin a živočichů (Šarapatka a kol., 2002). Předchozí studie zjistily přítomnost těchto látek i v mateřském mléce. Zájem veřejnosti o tuto problematiku roste, zavádějí se nové technologické procesy, pravidelný monitoring půd.

Dehumifikace

Dehumifikace je velmi závažná forma degradace půdy. Dehumifikaci půdy lze přeložit jako úbytek organické hmoty v půdě (Tuf, 2012). Půdní organická hmota je soubor neživých organických látek, které se nachází v půdě nebo na jejím povrchu. Díky půdním organismům jsou tyto látky v různém stupni rozkládány.

Ve srovnání s minerálním podílem zastupuje organická hmota v půdě jen malý podíl, má však značný význam (Seitz a kol., 2015). Díky optimálnímu obsahu a kvalitě půdní organické hmoty jsou pozitivně ovlivněny produkční i mimoprodukční funkce půdy. Půdní organická hmota má příznivý vliv na fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy (Novák a kol., 2013), zvyšuje biologickou aktivitu, zlepšuje úrodnost, podílí se na stabilizaci půdní struktury, snižuje škody způsobené erozí (Šarapatka, 2013). Zejména eroze a intenzivní zemědělství výrazně ovlivňují kvalitu půdní organické hmoty. Ztrátou půdní organické hmoty klesá pufrční schopnost půdy související s odolností vůči acidifikaci, snižuje se filtrační a retenční schopnost půdy,

zvýšuje se náchylnost půdy k vodní a větrné erozi, snižuje se biologická aktivita půdy. Tyto změny mohou snižovat výnosy půdy. Ochrana půdy před dehumifikací souvisí s její ochranou před erozí a intenzivním zemědělstvím (Tuf, 2013). V zemědělství se používají půdoochranné technologie, které při zpracování půdy omezují rozklad organické hmoty. Kromě těchto technologií je vhodné ponechávat na polích posklizňové zbytky, komposty či používat organická hnojiva.

Zhutnění půdy

Zhutnění půdy neboli pedokompakce se rozumí stlačení či utužení půdy. Ke zhutnění dochází, když je povrch půdy vystaven tlaku, který vede ke změnám fyzikálních vlastností půd (Hylmarová, 2010, Wei a kol., 2015). Takovéto změny zhoršují nejen kvalitu půdy, ale i půdní úrodnost. Dochází ke snížení celkové pórovitosti půdy (Cerdá a Jurgensen, 2008), snížení retenční kapacity, ke zvýšení objemové hmotnosti či poškození struktury půdy. K poškození půdní struktury dochází nejčastěji opakovanými přejezdy těžké mechanizace, zvláště za nepříznivých vlhkostních podmínek. Podmáčená půda v kombinaci s těžkou mechanizací podporuje vznik nepropustné vrstvy. Půda ztrácí schopnost absorbovat dešťové srážky, s tím se zvyšuje povrchový odtok a riziko povodní či vodní eroze.

V utužené nepropustné půdě je minimum vody i vzduchu (Cherubin a kol., 2016), což má zřetelný vliv na rostliny i půdní živočichy. Utužená vrstva znemožňuje průnik kořenů rostlin hlouběji do půdy nebo ovlivňuje pohyblivost půdních organismů, což se projevuje na jejich aktivitě.

Rozvoj půdních organismů je podmíněn nejen dostatečnou zásobou organických látek v půdě, ale i dobrou provzdušeností a vlhkostí.

Utužení půdy může být přirozené, zvláště u těžkých půd s vysokým obsahem jílu, častěji však bývá antropogenního původu. Antropogenní utužení půdy vzniká jako důsledek působení zemědělské i lesní mechanizace (Tuf, 2012). Kromě těžké mechanizace se na pedokompakci půdy podílí i vysoké dávky hnojiv, nesprávné zemědělské postupy či intenzivní zavlažování půdy. V České republice je zhutněním ohrožena téměř polovina zemědělské půdy (Javůrek a Vach, 2008). Ochrana půd před pedokompakcí spočívá ve správném načasování zpracování půdy. Důležitá je půdní

vlhkost. Kromě toho je důležitá i skladba osevních postupů, omezení pojezdů těžké mechanizace, dostatečné organické hnojení, vápnění.

Zábory půdy

Zábory půdy souvisí především s odejmutím orné půdy ze zemědělského půdního fondu, a to především pro stavební účely (Kozel, 1984). Jsou většinou nevratným procesem, který ovlivňuje funkci půdy (Drlíková, 2015). Povrch půdy je překrytý nepropustným materiálem hlavně při stavbě parkovišť, komunikací, budov (Tuf, 2013). Půda pokrytá nepropustným materiálem nedokáže vsakovat vodu, a tak se zvyšuje riziko povodní. Nejen povodně, ale i zmenšování volné nezastavěné plochy stavbou bariér, jsou hrozbou pro živočichy a rostliny. Nejenže živočišné přicházejí o svá útočiště, ale právě tyto bariéry rozdělují jejich populace (Špitálník, 2013). Omezují jejich volný pohyb a migraci. Rostliny také přicházejí o svá stanoviště. Ochrana nezastavěné půdy spočívá v dodržování stávající legislativy, neschvalování nových staveb na úrodné půdě, a naopak využívání opuštěných průmyslových a zemědělských ploch (Kempa, 2015).

Eroze půdy

Pojem eroze je odvozen z latinského slova „erodere,, – rozhlodávat. Je jedním z nenápadných nepřátel ohrožujících přirozený potenciál půdy. Eroze je přírodní proces, který vede k rozrušování půdního povrchu, transportu půdní hmoty a jejímu následnému ukládání ve formě nánosů působením vody, větru či jiných činitelů (Pokladníková a kol., 2010). Je jedním z přirozených činitelů způsobujících nepřetržitý vývoj a změny v krajině. Erozi vyvolávají přírodní síly, avšak k jejich vlivu přispívá i činnost člověka (Toman, 1994, Bojko a Kabala, 2016). V průběhu několika posledních desetiletí kombinace přírodních a antropogenních faktorů způsobuje nárůst rizika eroze (Blavet a kol., 2009). Riziko eroze nelze zcela zastavit, ale můžeme jej minimalizovat (Arnholda a kol., 2015). Jde o přerušovaný jev, který je obtížné sledovat (Hůla a kol., 2010a).

Rozlišujeme erozi geologickou neboli normální a erozi zrychlenou (Hanusková, 2016). Normální eroze je přirozená eroze, která přetváří reliéf území. Tyto procesy probíhají postupně a jsou z hlediska lidské generace těžko pozorovatelné. Nesnižuje se mocnost půdního profilu, eroze půdy je rovna její tvorbě zvětráváním. Eroze půdy, která je ovlivňována lidskou činností nazýváme zrychlenou (Šarapatka a kol., 2002). Jedná se o nejzávažnější erozní proces, při kterém dochází ke smyvu půdních částic a živin v takovém rozsahu, že nemohou být nahrazeny půdotvorným procesem, jelikož tento proces probíhá mnohem pomaleji (Tauberová, 2014). Častý výskyt eroze vede k poškození ekosystému a ztrátě jeho funkčnosti (Yisehak, 2013). Půda přestává být soudržná, může docházet i k sesuvům. V extrémních případech může dojít až k zániku půdy (Šarapatka a kol., 2002).

Podle převládajícího erozního činitele můžeme erozi klasifikovat do dvou základních typů. **Větrná eroze** je způsobena činností větru. Při větrné erozi kinetickou energií větru dochází k rozrušování půdní hmoty a následnému odnosu sypkého zvětralého materiálu, který je ukládán na jiném místě (Tauberová, 2014). Tento proces se skládá ze tří fází, které na sebe navazují (rozrušování povrchu půdy, přemístění půdních částic a jejich ukládání) (Švehlík, 2002). Větrnou erozi vyvolávají hlavně meteorologické (srážky, větrné poměry, výpar) a půdní (obsah jílovitých částic, půdní vlhkost) faktory, které vyjadřují ohroženost půd větrem (Sklenářová, 2008). Síla větrné eroze závisí na rychlosti větru, směru proudění a délce jeho trvání (Hanusková, 2016).

Velmi jemné půdní částice jsou přenášeny větrem i na desítky kilometrů daleko. Odnosu větrem nejvíce podléhají částice půdy o velikosti 0,25-0,4 mm. Čím je vyšší obsah jílnatých částic (< 0,01 mm) v půdě, tím je vyšší odolnost těchto půd proti větrné erozi (Sklenářová, 2008). Kromě přemísťování půdních hmoty na různé vzdálenosti (deflaci) větrná eroze způsobuje i tzv. korazi. Koraze spočívá v obrušování hornin unášeným materiálem (Švehlík, 2002). Unášené zemní částičky neobrušují jen horniny, ale negativně působí i na rostliny, které pak mají problém s vyklíčením. Intenzita koraze je dána odolností materiálu, druhem a tvarem částic nesených větrem (Krejčíková, 2008).

Tato eroze není v České republice takovým problémem jako eroze vodní, přesto jsou oblasti, kde působí značné škody. Zejména v sušších a teplejších místech s výskytem lehkých půd (písčité, hlinitopísčité) (Janeček a kol., 2012, Tauberová, 2014). Největší působení větrné eroze lze očekávat na rovinném povrchu nechráněném vegetací (Dufková, 2004). Větrná eroze způsobuje škody na zemědělské půdě, znečišťuje ovzduší apod. Pro ochranu půdy proti účinkům větru je nutné snižovat rychlost větru na povrchu pozemků a zvýšit vlastní odolnost půdy pomocí různých protierozních opatření (Šarapatka, 2013). Jako opatření se používají různé překážky, jako jsou například větrolamy, pásové střídání plodin, přímý výsev do ochranné plodiny či udržování rostlinného krytu během roku. V ČR je větrnou erozí potenciálně ohroženo cca 11 % zemědělského půdního fondu a 50 % půd jejím utužením (Šarapatka a kol., 2002).

Vodní eroze půdy je mechanický proces, při kterém dochází k rozrušování půdního povrchu dešťovými kapkami a následně jsou půdní částice odnášeny povrchovým odtokem (Baran, 2013, Carvalho a kol., 2015). Intenzita vodní eroze je dána charakterem srážek, půdními poměry, morfologií terénu, vegetací, atd. Je jedna z nejzávažnějších ekologických a ekonomických hrozeb (Zhang a kol., 2015), která vede ke snížení produkčních i mimoprodukčních vlastností půd (Vopravil a kol., 2013a). Vodní eroze ochuzuje zemědělskou půdy o nejurodnější vrstvu – ornici (Hylmarová, 2010), jejíž nahrazení trvá stovky let. Dále snižuje obsah živin, humusu a osiva, zhoršuje fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy, zmenšuje mocnost půdního profilu, snižuje produktivitu, a tím i výnos zemědělských plodin (Ferreira a kol., 2015). Navíc transportované částice znečišťují vodní zdroje, sedimenty zanášejí nádrže (Angileri a kol., 2016, Kliment, 2005), zhoršují prostředí pro vodní organismy, způsobují zákal až eutrofizaci vod (Krása a kol., 2009, Zhang a kol., 2016). Ekonomické problémy zemí jsou často způsobeny nedostatkem orné půdy spojené s nedostatkem potravin (Jelinski a Yoo, 2016). Předpokládá se, že 2 - 3cm vrstvy půdy potřebují na svůj vznik za příznivých podmínek 200 až 1000 let. Cca jedna miliarda hektarů půdy na světě je ovlivněna vodní erozí (Angileri a kol., 2016). Novotný a kol. (2014) uvádí, že na silně erodovaných půdách se snižují hektarové výnosy až o 75 %. V České republice je tento typ eroze nejčastější. Vodní erozí je ohrožena téměř polovina území. Vážně je poškozeno 450

tisíc hektarů, tedy více než deset procent zemědělského půdního fondu (Šarapatka a kol., 2002). Každoročně v ČR vodní eroze odplaví cca 21 milionů tun orníční vrstvy.

Formy eroze můžeme charakterizovat na základě vzniklých škod způsobených odnosem a erozi vymezit na plošnou, výmolovou a proudovou. **Plošná eroze** je charakterizována rozrušováním a smyvem půdní hmoty na celé ploše. Její nebezpečí spočívá v tom, že díky mírnému sklonu terénu probíhá nenápadně, ale výsledky mohou být katastrofální. **Výmolová eroze** je jednou z extrémnějších forem eroze. Vzniká postupným soustředováním povrchové stékající vody, která vytváří hluboké rýhy, ze kterých se postupně prohlubují strže (Švehlík, 2005). Příčinou výmolové eroze jsou intenzivní deště. **Proudová eroze** probíhá ve vodním toku působením vodního proudu. Proudovou erozi můžeme rozdělit na dnovou a břehovou. U dnové eroze je rozrušováno dno, zatímco u břehové eroze jsou rozrušovány břehy.

Příčiny vzniku vodní eroze

Erozní proces se může projevovat v různé formě i intenzitě. Je ovlivněn kombinovaným působením řady přírodních a člověkem ovlivněných podmínek (Šarapatka, 2013). Tyto faktory lze rozdělit na:

- *klimatické a hydrologické*, jako je zeměpisná poloha, nadmořská výška, množství a intenzita srážek, teplota vzduchu, výpar, povrchový odtok či výskyt větrů
- *morfologické*, zejména členitost území, délka a sklonitost pozemků
- *geologické*, jako je horninový substrát, množství humusu, druh a půdní typ
- *biologické a vegetační*, zejména biologický stav půdy a stav vegetačního pokryvu
- *hospodářsko-technické*, jako je stavební činnost, technologie obdělávání, poloha pozemku, tvar pozemku

Z těchto faktorů se vychází při stanovování dlouhodobé průměrné roční ztráty půdy z pozemků a udává množství půdy, které se z pozemku smyje vlivem vodní eroze (Vopravil a kol., 2013b, Krása a kol., 2008, Chen a kol., 2012). Pro výpočet těchto ztrát se používá univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy erozí – USLE dle Wischmeiera a Smithe (1978).

Základní rovnice je ve tvaru $G=R \times K \times L \times S \times C \times P$, kde:

G = průměrná dlouhodobá ztráta půdy [t/ha/rok],

R = faktor erozní účinnosti dešťů vyjádřený v závislosti na jejich četnosti výskytu, úhrnu, intenzitě a kinetické energii (Panagos a kol., 2015),

K = faktor erodovatelnosti půdy vyjádřený v závislosti na textuře a struktuře ornice, obsahu organické hmoty a propustnosti,

L = faktor délky svahu vyjadřující vliv nepřerušené délky svahu na velikost ztrát půdy erozí,

S = faktor sklonu svahu vyjadřující vliv sklonu svahu na velikost ztráty půdy erozí,

C = faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu vyjádřený v závislosti na vývoji vegetace a použité agrotechnice a

P = faktor účinnosti protierozních opatření (Janeček a kol., 1992, Šarapatka, 2013).

Sklonitost pozemků

Při erozi dochází k poškození struktury půdy, která se přesouvá a ukládá ve spodní části svahu (Lal, 2014). V horní a střední části svahu je zhoršená kvalita půdy nebo půda zcela chybí. Plodiny pěstované v těchto místech hůře vzcházejí a klesají výnosy. Nejohroženějšími plochami jsou zemědělská pole, která se vyznačují vysokým průměrným stoupáním. Novák a kol. (2013) uvádějí, že více než 50% zemědělské půdy v České republice se nachází na svazích. Dostál a kol. (2002) uvádějí, že cca 44 % orné půdy je umístěno na svazích se sklonem 3° - 7°, cca 10 % orné půdy je umístěno na svazích se sklonem 7° - 12° a cca 1 % orné půdy je umístěno na svazích se sklonem nad 12°. Průměrná roční ztráta půdy ze zemědělských ploch na svazích v ČR je 25 mil. tun ročně (Pokladníková a kol., 2010).

Na svazích s málo odolným podkladem se eroze projevuje jako dešťový ron, který unáší svrchní vrstvu půdy do spodní části svahu. Při takovémto procesu dochází k odnosu ročně až několika tun půdy na hektar (Kubát a kol., 2008). Z plochy se odplavují velmi důležité látky, živiny ale i půdní organismy, které mohou hrát důležitou roli např. v regulaci přirozené ochrany proti škůdcům plodin v zemědělské krajině

(Weibull a kol., 2003). Organismy jsou přemístěny, což může vést až k jejich smrti a tím i k zhoršení vlastnosti půdy. Ohrožena jsou především místa, kde se vyskytují lehké písčité půdy (v ČR hlavně v Polabí a na jižní Moravě) (Vopravil a kol., 2010).

1.3 Protierozní opatření

Půdu ohroženou erozí je třeba chránit účinnými protierozními opatřeními (Badalíková a Hrubý, 2010). Protierozní opatření se používají především k ochraně půdy před dopadajícími srážkami, podpoře vsakování vody a ke snížení rychlosti odtékající vody, zachycení unášeného materiálu a k ochraně půdy a povrchových vod před znečištěním (Hůla a kol., 2010a). O použití jednotlivých způsobů ochrany rozhoduje jejich účinnost, požadované snížení smyvu půdy a nutná ochrana objektů (vodní zdroje, nádrže, intravilány měst a obcí). Právě tyto objekty jsou vystavovány riziku zanášení půdními částicemi. Současně s odnášenou půdou dochází i k velkým ztrátám živin a půdní organické hmoty (Šarapatka a kol., 2002). Množství půdní organické hmoty závisí na erodovatelnosti půdy, což je náchylnost půdy k erozi.

Protierozní opatření, která aplikujeme pro snížení vodní eroze, nejčastěji dělíme do tří kategorií, jsou to organizační, agrotechnická a technická opatření (Šarapatka a kol., 2002, Vopravil a kol., 2013a). Nemalou roli při volbě soustavy protierozních opatření hrají i náklady na jejich uskutečnění (Sklenářová, 2008). Před samotným plánováním konkrétních protierozních opatření je nutné podrobit námi studované území detailnímu průzkumu (Richtr, 2014). Tento průzkum zahrnuje především zmapování celého území. Taktéž se hodnotí hydrologické poměry území, jako je přítomnost vodních zdrojů či melioračních opatření. Posuzuje se současné uspořádání a hospodaření na daném pozemku, kdy se hodnotí hranice pozemků, skladba pěstovaných plodin, zemědělské postupy při obdělávání pozemků, atd. Dále se průzkum zabývá majetkovými vztahy a již zmíněnými hranicemi pozemků (Janeček a kol., 2012).

Organizační protierozní opatření

Organizační protierozní opatření jsou základními, levnými a často nejjednoduššími opatřeními, které můžeme aplikovat. Tato opatření se zaměřují zejména na dispozice

pozemku a jeho správnou orientaci, tedy delší stranou ve směru vrstevnic. Důležitou roli hraje i velikost a tvar pozemku (Zachar, 1960). Zejména přerušení délky pozemku vhodným protierozním opatřením či změnou druhu pozemku na trvale travní porost nebo zalesněním, lze vyřešit erozi zejména na mělkých a svažitých půdách. Vzhledem k možným změnám rozdělení pozemků je důležitá dobrá spolupráce s majiteli či nájemci těchto ploch (Richtr, 2014). Organizační opatření jsou realizována v součinnosti s dalšími protierozními opatřeními. Mohou to být opatření upravující zejména organizaci a strukturu plodin, jako je například delimitace kultur, protierozní rozmístování plodin, pásové střídání plodin nebo nepěstování málo odolných plodin (Smítal, 2011). Tato opatření mohou být doplněna opatřeními agrotechnického či technického charakteru.

Delimitace kultur je rozčlenění pozemků sloužících pro pěstování jednotlivých kultur. V rámci zemědělského půdního fondu se pozemky člení na ornou půdu, louky a pastviny, zahrady, vinice, sady a chmelnice (Kozel, 1984). Hlavním kritériem pro delimitaci kultur z hlediska protierozní ochrany je sklonitost terénu. Souvisí s pěstováním plodin na pozemcích odpovídajícího sklonu - t.j. o omezení nebo úplné vyloučení pěstování plodin nedostatečně chránících půdu na sklonitých pozemcích. Na rizikových plochách s velkým sklonem terénu se nejčastěji používají ochranná zatravnění nebo dokonce zalesnění. Plochy se sklonem vyšším než 12° by měly být převedeny na trvalý travní porost (Sklenářová, 2008). Dále se zatravnějí plochy, které jsou nevyužitelné jako orná půda, kvůli vysoké hladině podzemní vody, terénním překážkám či místa v drahách soustředěného povrchového odtoku. V extrémních případech, kdy sklon svahu přesahuje více než 17° , by měly být tyto plochy zalesněny, nejlépe smíšeným lesem s bohatým bylinným patrem (Janeček a kol., 2012).

Protierozní rozmístování plodin zejména na svazích je opatření, které řadíme k obecným zásadám protierozní ochrany půdy (Šarapatka a kol., 2008)). Důležitou roli sehrává vegetační pokryv (Muňoz a kol., 2014), který chrání půdu před přímým dopadem kapek, podporuje infiltraci vody do půdy, svými kořeny zpevňuje půdu, která se tak stává odolnější vůči vodní erozi (Almagro a Martínez-Mena, 2014). U půd silně ohrožených vodní erozí je třeba zabezpečit rostlinný kryt po většinu roku. U těchto půd se snažíme dodržovat správné zásady pěstování zejména širokořádkových plodin. Mezi širokořádkové plodiny řadíme především kukuřici, brambory, řepu nebo slunečnici.

Právě tyto rostliny mají velmi malou listovou plochu a jejich nevhodné rozmístění je hlavní příčinou erozních událostí. Příkladem takovýchto protierozních zásad je doporučení zakládat porosty širokořádkových plodin (kukuřice, brambory) na plochách s mírně erozně ohroženou půdou, tj. na půdách se sklonem do 3°. Na půdách se sklonem do 7°, se středně erozně ohroženou půdou, mohou být pěstovány porosty širokořádkových plodin jen s použitím agrotechnických protierozních opatření. Tyto pozemky by se měly užívat k pěstování obilovin, lnu, řepky, okopanin. Pozemky se sklonem do 12°, se silně erozně ohroženou půdou je možno využívat jen se speciálním protierozním osevním postupem. Na těchto pozemcích by se měly pěstovat víceleté pícniny, případně aplikovat ochranné zatravnění nebo zalesnění. Půdy se sklonem nad 12° by se měly využívat jen jako trvalé travní porosty (Podhrázká, 2008).

Při **pásovém střídání plodin** se na pozemku střídají plodiny s různým stupněm ochrany povrchu půdy. Základní princip střídání plodin spočívá v tom, že se střídají pásy plodin chránící půdu (např. pícniny, obiloviny) s pásy plodin s nízkým protierozním účinkem (např. kukuřice, okopaniny, slunečnice). Šířka pásů se určuje podle sklonitosti terénu, délky svahu, propustnosti půdy a podle šířky mechanizačních prostředků (Hosnedl, 2007). Obecně se doporučuje šířka pásů od dvaceti do čtyřiceti metrů (Janeček a kol., 2012). Významným důvodem střídání plodin je rozdílný vztah pěstovaných plodin k potřebám a využívání vody, živin, humusu či organických látek. Správné střídání plodin stabilizuje výnosy, vede ke správnému využívání a hospodaření s vodou, pozitivně ovlivňuje množství humusu v půdě a stabilizuje půdní strukturu (Routschek a kol., 2014). Mezi strukturotvorné plodiny patří jetel nebo vojtěška, středně zlepšující účinek mají luskoviny nebo ozimá řepka. Naopak okopaniny strukturu půdy zhoršují. Opakované nebo časté zařazování téže plodiny na jednom stanovišti má za následek rozšíření některých chorob a škůdců. Při chemickém ošetřování plodin je důležité dbát zvýšené pozornosti, aby se zabránilo úletu postřiku na sousední pás s jinou plodinou (Sklenářová, 2008). Promyšlené střídání plodin omezuje výskyt plevelů, a dává tak předpoklady pro jejich účinné hubení.

Agrotechnická protierozní opatření

Agrotechnická protierozní opatření navazují na opatření organizačního charakteru (Hosnedl, 2007). Jedná se o soubor opatření vedoucí ke zvýšení vsakovací schopnosti půdy, zvýšení protierozní odolnosti půdy a k zajištění vyšší ochrany povrchu půdy v období přívalových dešťů, kdy zejména širokořádkové plodiny (např. kukuřice, brambory, slunečnice) nedostatečně kryjí půdu (Novotný a kol., 2014, Vopravil a kol., 2013a).

Podle stupně ochrany půdy před vodní erozí můžeme rozdělit plodiny do tří skupin (Sklenářová, 2008), na plodiny s vysokým protierozním účinkem po celé vegetační období (jetelotrávy, jeteloviny, travní porost), plodiny zajišťující dobrou protierozní ochranu půdy po větší část vegetačního období (obiloviny, meziplodiny, luskoviny) a plodiny nezabezpečující dostatečnou protierozní ochranu půdy (tzv. širokořádkové plodiny jako cukrová řepa, brambory, kukuřice).

Využití agrotechnických opatření vyžaduje speciální nebo upravené mechanizační prostředky, což s sebou nese finanční náklady. Je nutné si uvědomit, že tyto náklady jsou však výrazně nižší, než u opatření technického charakteru, jejichž realizace je podstatně dražší. Přesto tato opatření nejsou často realizována a příčinou toho může být nutnost individuálního přístupu na každém pozemku (Richtr, 2014). Protierozní agrotechnika představuje zejména protierozní orbu nebo vrstevnicové obdělávání pozemků.

Protierozní orba neboli bezorebné obdělávání pozemků je v České republice nová a zatím méně rozšířená technologie. Při bezorebném obdělávání pozemků se na pozemcích neprovádí žádná orba. Po sklizni plodiny jsou na pozemku ponechány zbytky rostlin, které jsou rozdrčeny a rozmetány na povrchu půdy. Díky těmto rostlinným zbytkům je povrch půdy krytý a chráněn před vodní erozí (Hůla a kol., 2010b). Následně je pomocí stroje provedeno zasetí nové plodiny do nezpracované až mělce zpracované půdy. Před zasetím je vždy lepší mít půdu alespoň lehce prokypřenou podmítacím strojem. Bezorebné obdělávání pozemků snižuje počet pojezdů zemědělské techniky po poli. Tím se snižují finanční náklady, zamezuje se nežádoucímu zhutňování půdy a postupně se zvyšuje i kvalita půdy. Nevýhodou této

technologie jsou ne vždy vhodné půdní podmínky (např. zamokřené půdy) nebo vysoké pořizovací náklady na mechanizaci.

Vrstevnicové obdělávání pozemků neboli orba po vrstevnici je velice šetrným postupem při obdělávání půdy. Orba je prováděna pomocí otočného pluhu, který při orání překlápí půdu proti svahu (Vopravil a kol., 2013a). Cílem je vytvořit kapacitu pro zadržování vody v povrchovém půdním horizontu a zpomalit odtok, aby měla voda čas vsáknout se do půdy. Odhaduje se, že tímto způsobem je možno zadržet až 10 tun ornice na každém hektaru, která by se při orbě po spádnicí odplavila pryč (Sklenářová, 2008, Hosnedl, 2007). Avšak na svazích se sklonem větším než 12°, by měla být vrstevnicová orba doplněna i jinými protierozními opatřeními.

Technická protierozní opatření

Technická protierozní opatření se navrhují obvykle po vyčerpání možností řešení protierozní ochrany organizačními a agrotechnickými opatřeními, kdy stále dochází k nadměrnému eroznímu smyvu svažitě půdy. Proto je nezbytné rozdělit svažitě, rozsáhlé pozemky s neúměrnou délkou svahu, vyrovnat příčné terénní nerovnosti pomocí komplexních pozemkových úprav (Šarapatka a kol., 2002). Tato opatření jsou nákladnější a vyžadují určité technické zásahy do pozemků. Technická protierozní opatření zachycují odtok vody, převádí co největší část povrchového odtoku na vsak do půdního profilu a snižují rychlost odtékající vody. Existuje velké množství druhů a provedení technických opatření. Rozhodnutí, které z nich bude použito, záleží na tom, zda je cílem snížit rychlost odtoku, zvýšit kapacitu zachytávané povrchové vody nebo zajistit bezpečnou likvidaci přebytečné povrchové vody. Realizace technických opatření je podmíněna vypracováním projektové dokumentace (Hanusková, 2016). Mezi technická opatření zahrnujeme např. protierozní průlehy, protierozní příkopy nebo protierozní terasy.

Protierozní průlehy jsou přejezdné široké mělké příkopy s mírným sklonem svahu, často zatravněné. Průlehy příčně rozdělují pozemky a jejich hlavní funkcí je zachytit povrchově stékající vodu z přívalových dešťů a neškodně ji odvést (Janeček a kol., 2012). Jsou jedním z nejúčinnějších protierozních opatření (Hanusková, 2016), které se navrhují na pozemcích o sklonu do 7°. Podle funkce je můžeme rozdělit na

záchytné, sběrné a svodné. **Záchytné průlehy** slouží k ochraně pozemků a zamezují přítoku vody z výše ležících ploch. Budují se na hranici pozemků, měly by vodu zachytit a odvést. **Sběrné průlehy** snižují délku pozemků po spádnicí. Tyto průlehy dělíme na sběrné vsakovací a sběrné odváděcí. Průlehy sběrné vsakovací jsou vhodné spíše pro propustné půdy. Průlehy sběrné odváděcí slouží k odvedení vody z pozemku. **Svodné průlehy** jsou doplňkem záchytných a sběrných průlehů. Navrhují se pro neškodné odvedení odtoku právě z těchto průlehů. Zachycují přívalové deště či tání sněhu (Janeček a kol., 2012).

Protierozní příkopy jsou liniová uměle otevřená koryta, sloužící k dočasnému zachycení a odvedení co nejvíce povrchové vody a smyté půdy. Stejně jako průlehy se podle funkčního hlediska dělí na záchytné, sběrné a svodné (Sklenářová, 2008).

Protierozní terasy jsou účinné technické prvky protierozní ochrany, které se používají k ochraně extrémně svažitých pozemků se sklonem nad 12° (Hanusková, 2016). Terasováním se rozumějí terénní úpravy zemědělských ploch, jejichž cílem je upravení sklonitosti terénu, přerušení délky svahu a umožnění využívat pozemky, které by jinak nebylo možné pro zemědělskou výrobu efektivně upotřebit. Na druhé straně jsou terasy vždy značným zásahem do krajiny a mohou ovlivnit hydrologii, geologii a geomorfologii na dané lokalitě. Je proto důležité přistupovat k terasování obezřetně a s rozvahou (Janeček a kol., 2012), a použít toto opatření jen tehdy, kdy ostatní opatření nelze použít.

1.4 Charakteristika půdní fauny

Jako půdní faunu označujeme všechny volně žijící organismy, které jsou během svého života různým způsobem vázány na půdní prostředí (Tuf, 2012). Spolu s půdními mikroorganismy tvoří živou složku půdy, tzv. edafon (Tajovský, 2008, Tuf, 2013). Tohle označení použil poprvé v roce 1910 Francé, který tak společenstvo půdních organismů pojmenoval. Mikroorganismy spolu s půdními živočichy hrají klíčovou roli v mnoha půdních procesech (Šarapatka a kol., 2002). Vytvářejí složitou strukturu potravních, symbiotických a konkurenčních vztahů, ovlivňují stabilitu ekosystémů (Šarapatka, 1996).

Edafon je nezbytný pro tvorbu půdních agregátů, ovlivňuje bilanci živin a je nenahraditelným faktorem biologického samočištění půdy. Je rozhodujícím činitelem přeměny organických látek mineralizací, unifikací nebo humifikací (Hůla a kol., 2010a). Půdní organismy vykonávají specifické funkce a všichni společně udržují správný chod půdního prostředí (Tao a kol., 2016, Reichholf, 1999). Půda by bez těchto organismů nebyla půdou, ale jen mrtvým substrátem (Rusek, 2008).

V půdě se vyskytují jedinci od mikroskopické velikosti, kteří se účastní rozkladu organických látek, až po obratlovce, mající vliv na fyzikální vlastnosti půd (Horňák, 2014). Všechny tyto skupiny organismů pak mají vliv na biologické procesy v půdě, které jsou důležité jak pro vývoj rostlin, tak existenci živočichů (Šarapatka, 1996). Půdní organismy rozdělujeme do dvou velkých skupin, které se liší vývojem i funkcí. Jedná se o fytoedafon, kam řadíme bakterie, houby a rostliny, zatímco k zoedafonu přiřazujeme zástupce prvoků a živočichů. Existuje řada klasifikací a kategorizací půdních organismů, avšak nejběžnější klasifikační dělení je podle jejich místa výskytu a velikosti organismů (Tuf, 2013, Horňák, 2014).

Podle místa výskytu je možné edafon rozdělit na epigeon, což je označení pro všechny druhy, vyskytující se na povrchu půdy nebo v rostlinném opadu. Typickými zástupci jsou například střevlíci, slídáci, stínky a další. Další kategorií je hemiedafon, který se vyskytuje v humusovém horizontu, tzn. ve svrchních vrstvách půdy (Šarapatka, 1996). Zástupci této kategorie jsou například stonožky, mnohonožky, chvostoskoci atd. Poslední kategorií tohoto klasifikačního dělení je euedafon, který nacházíme ve větších hloubkách. Nejběžnějšími zástupci euedafonu jsou žížaly, zemivky, roupice atd.

Dalším kategorizačním dělením, se kterým se můžeme běžně setkat, je dělení organismů podle jejich velikosti (Šarapatka a kol., 2002). První kategorií je mikrofauna, což je soubor půdních organismů menších než 0,2 mm. Druhou kategorií je mezofauna, do které řadíme živočichy větší než 0,2 mm a menší než 2 mm (roztoči, chvostoskoci, roupice). Do třetí kategorie patří makrofauna, která je zastoupena živočichy o velikosti od 2 mm do 20 mm (mnohonožky, stonožky, pavouci, brouci, měkkýši). Poslední čtvrtá kategorie zahrnuje živočichy, kteří jsou větší než 2 cm (žížaly, obratlovci) a je nazývána jako megafauna (Tuf, 2013).

1.5 Význam půdní fauny

Půdní organismy hrají v půdě významnou roli, podílejí se na interakcích, které ovlivňují biologické, chemické i fyzikální procesy. Půdní organismy poskytují mnoho služeb, avšak jejich účinky jsou stále málo prozkoumané (Lavelle a kol., 2006). Podílejí se na koloběhu látek (Mäder a kol., 2002), při nichž se mrtvá organická hmota rozkládá, uvolňují živiny, které jsou díky těmto živočichům dostupné pro rostliny. Dále se podílejí na rozkladu organických polutantů, biologické fixaci dusíku (Jones a kol., 2009), detoxikaci půdy či ochraně rostlin proti škůdcům (Drapela a kol., 2008, Schmidt a Tscharrntke, 2005).

Řada zástupců půdní fauny chrání kořeny rostlin před patogeny a parazity nebo rozkládá toxické látky, které se do půdy dostávají při chemické ochraně rostlin (Šarapatka a kol., 2002). Bohatý půdní život je žádoucí a zásadně ovlivňuje zemědělskou produkci (Šarapatka a kol., 2008). Půdní organismy jsou jako konzervy živin, které při úmrtí odevzdávají zpět půdě všechny živiny, které za celý svůj život nashromáždily (Rusek, 2008). Půdní biota a konkrétní klíčové organismy (žížaly, mravenci), hrají ústřední roli, v poskytování těchto služeb (Kuntz a kol., 2013, Rousseau a kol., 2013). Někteří jsou považováni za indikátory kvality půdy (Hlava a kol., 2015, Franco a kol., 2016).

Například klíčová úloha žížal, které ovlivňují strukturu půdy a související fyzikální vlastnosti, je poměrně dobře prostudovaná (Hlava a kol., 2015, Bayon a Binet, 2001). Není překvapením, jak četnost a biomasa žížal významně ovlivňuje půdní vlastnosti (Jouquet a kol., 2008). Především hlubinné druhy žížal vytvářením chodeb přemisťují živiny podél půdního profilu a tím formují již zmiňovanou strukturu půdy (Kuntz a kol., 2013). Kromě toho jejich chodbičky ve svrchních vrstvách zvyšují pórovitost půdy a snižují povrchový odtok vody (Seitz a kol., 2015). V předchozích studiích bylo prokázáno, že žížaly svými výměškami zdrsňují povrch půdy, a tyto výměšky napomáhají při zasakování vody (Bayon a kol., 2002, Seitz a kol., 2015). Na druhou stranu jemné částice, které žížaly uvolňují ve formě žížalinců napomáhají erozi, jelikož se lehce odplavují (Bayon a Binet, 2001, Binet a kol., 1999). Přítomnost velkého počtu epigeických žížal může vést k rychlejšímu rozkladu opadu. Tento proces rozkladu zajišťuje cenný zdroj potravy a energie pro jiné půdní organismy i vegetaci (Hlava a

kol., 2015). Právě žížaly mohou ovlivňovat druhové složení v půdě (Rousseau a kol., 2013).

Další neméně významnou skupinou jsou mravenci. Mravenci mají zásadní vliv na proudění vody a živin v půdě (Seitz a kol., 2015), vytvářejí půdní makropóry, které mají pozitivní vliv na fyzikální vlastnosti půdy. Při stavbě svých hnízd snižují objemovou hmotnost půdy a promíchávají organickou hmotu s minerálními částicemi (Cerdá a Jurgensen, 2008).

Nejen mravenci, ale i další půdní organismy (mnohonožky, stonožky, brouci, atd.) jsou rozhodujícím faktorem pro blaho veškerého života, nad i pod zemským povrchem. Vzhledem k tomu, že většina půdních organismů se skrývá pod povrchem, tento druh bohatství zůstává většinou neznámý, špatně mapovaný (Lavelle a kol., 2006). Tato biologická rozmanitost je velice citlivá na jakékoli narušení (Gregory a kol., 2005, Cole a kol., 2005, Öberg a kol., 2007, Růžičková, 2012). Degradace půd vede k poklesu početností těchto organismů i jejich funkcí. Jejich ztráty jsou nevratné, respektive obtížně napravitelné (Jones a kol., 2009).

1.6 Ohrožení půdní fauny

Život v půdě a rozvoj edafonu je ohrožen všemi faktory, které ohrožují půdu samotnou (Tuf, 2013). Organismy, žijící v půdě, jsou významně ovlivňovány podmínkami půdního prostředí, jako je vlhkost půdy, teplota, obsah živin, pH (Šarapatka, 1996). Vedle těchto faktorů může ovlivňovat množství a činnost edafonu i člověk svými aktivitami (Hlava a kol., 2015). V posledních desetiletích jsou intenzivní zemědělské postupy spojovány s poklesem rostlinných a živočišných druhů (Stašiov a kol., 2014, Glück a Ingrisich, 1990). Jedná se například o používání těžké mechanizace, při které dochází ke změně fyzikálních vlastností půd. V utužených půdách je vzhledem ke sníženému objemu pórů k dispozici méně vzduchu (Gregory a kol., 2005), tepla, vody i živin (Šarapatka a kol., 2008). V důsledku sníženého obsahu vzduchu je omezen život v půdě. Zaniká půdní struktura s prostory, kterými živočichové mohou prolézat (Tuf, 2013, Cerdá a Jurgensen, 2008).

Živočichové vyskytující se ve svrchní vrstvě, jsou při pojezdu těžké techniky rozdraceni (Bayon a kol., 2002), jedinci vyskytující se hlouběji se díky utužené vrstvě nemohou dostat na povrch a hynou zadušením. Odolnější druhy vylézají na povrch, kde často hynou v důsledku intenzivního působení světla, především jeho ultrafialové části (Štranc a kol., 2008), tepla, vlhkosti či predátorů. Ačkoliv by se mohlo zdát, že orba brání zhutňování půdy, opak je pravdou (Tuf, 2013). Tato antropogenní činnost podstatně ovlivňuje kvalitu půdního života (Kuntz a kol., 2013). Má zásadní vliv na svrchní vrstvu půdy, která je protkána chodbičkami mnoha živočichů (Hlava a kol., 2015). Tento systém chodeb je ničen obvykle traktory, které při pojezdu půdu zhutní a posléze roztrhají (Tuf, 2013), přesto však zůstává zhutnělé podorničí. Přímé mechanické zabití mnoha druhů půdních živočichů není jediný důsledek orby (Stašiov a kol., 2014). Podle Bayona a kol. (2002) orba způsobuje nejen úmrtnost živočichů vyskytujících se ve svrchních vrstvách půdy, ale může ovlivnit i jejich půdní činnost na několik týdnů.

Kromě nevhodného způsobu zpracování půdy ovlivňují půdní faunu i škodlivé agrochemikálie. Uvádí se, že na zemědělských i lesních půdách jsou pro edafon škodlivé pesticidní látky a průmyslová hnojiva (Šarapatka, 1996). Časté používání těchto látek vede ke snižování diverzity půdních bezobratlých (Basedow, 1998), drasticky se mění chemické i biologické vlastnosti půdy, teplota, vlhkost, ale i kvalita a množství organického materiálu (Stašiov a kol., 2014). Právě Stašiov a kol. (2014) uvádějí, že rozmanitost půdních bezobratlých a jejich sezónní množství je ovlivněno různými dávkami agrochemikálií. Tyto látky působí na imunitní systém půdních bezobratlých i člověka (Jonason a kol., 2013), ukládají se v půdě, kde se vážou na huminové kyseliny a fulvokyseliny. Pesticidy dále způsobují infekce, snižují odolnost živočichů proti parazitům (Rusek, 2008). Ničí nejen cílové škůdce, ale i ostatní půdní organismy, které obvykle vymizí jako necílové oběti (Lavelle a kol., 2006). Dále např. herbicidy snižují rostlinný pokryv a zvyšují riziko eroze (Cerdá a Jurgensen, 2008).

Nejedná se pouze o chemické vstupy, které mají za následek snižování již zmíněné diverzity půdních bezobratlých, ale i o nedostatečné střídání plodin v rámci osevních postupů (Birkhofer a kol., 2014). Pěstováním monokultur dochází k jednostrannému odčerpávání živin a hromadění toxických látek, které mají vliv na

biologickou aktivitu půdy. Tyto látky ovlivňují migraci živočichů, snižují reprodukci a naopak zvyšují jejich mortalitu (Štranc a kol., 2008). Naopak střídání plodin může podporovat různorodé bezobratlé živočichy, kteří hrají klíčovou roli při udržování koloběhu živin a půdní struktury (Gregory a kol., 2005).

Jednou z největších hrozeb ohrožující půdu a půdní organismy je i výše rozebíraná vodní eroze. Vodní eroze má značný vliv na strukturu půdy, narušuje půdní agregáty, ucpává póry, a tím připravuje půdní organismy o jejich životní prostory (Tuf, 2013). Voda je mechanismem, který pasivně rozptyluje půdní biotu. Rozptýlení bioty hraje klíčovou roli ve vývoji populací a druhů (Baxter a kol., 2013). Jemné částičky zeminy jsou unášeny vodou spolu s půdními organismy do níže položených ploch. Ztráta půdy i organismů splavením, vede k nevratnému znehodnocení půdy (Mohr a Topp, 2001). Baxter a kol. (2013) zmiňují, že přeprava půdní bioty vodní erozí má pravděpodobně vliv na celý půdní ekosystém. Eroze není ovlivněna pouze jedna trofická úroveň, ale je spuštěn kaskádovitý proces. Ztráta druhu vede ke ztrátě produktivity a následně ke zhroucení celého systému (Rosseau a kol., 2013).

Nejnáchylnější jsou zemědělská pole. Právě v agroekosystémech je kvalita půdy velmi důležitá z hlediska produktivity při výrobě potravin. A proto je nezbytné zachovat všechny důležité složky půdy včetně půdní bioty. Agroekosystémy jsou obzvláště citlivé na vodní erozi ve srovnání s přirozenými pastvinami a lesními systémy (Baxter a kol., 2013). Půda je narušená během pěstování a střídání plodin, hnojení i sklizně, což může snižovat stabilitu a zvyšovat riziko eroze. K největším ztrátám půdy na obdělávaných pozemcích dochází na svahu. Čím je svah strmější, tím se riziko vodní eroze zvyšuje (Mohr a Topp, 2001, Kateb a kol., 2013).

Vodní erozí ve vztahu k půdní fauně jsem se zabývala ve své práci. Jelikož existuje velmi málo studií zabývajících se právě touto problematikou, je nezbytné zlepšit naše chápání dopadů eroze na půdní biotu.

2. Cíle práce

V této práci jsem se zaměřila na posouzení, do jaké míry ovlivňuje vodní eroze půdní bezobratlé na zemědělsky využívaných pozemcích. Pomocí podzemních návnadových pastí, které byly zakopány na kukuřičných polích jižní Moravy, jsem chtěla posoudit, zda se nějak liší společenstva bezobratlých na svažitéch polích s ohledem na pozici na svahu, přičemž jsem srovnávala struktury společenstva v horní části svahu, uprostřed svahu a v dolní části svahu.

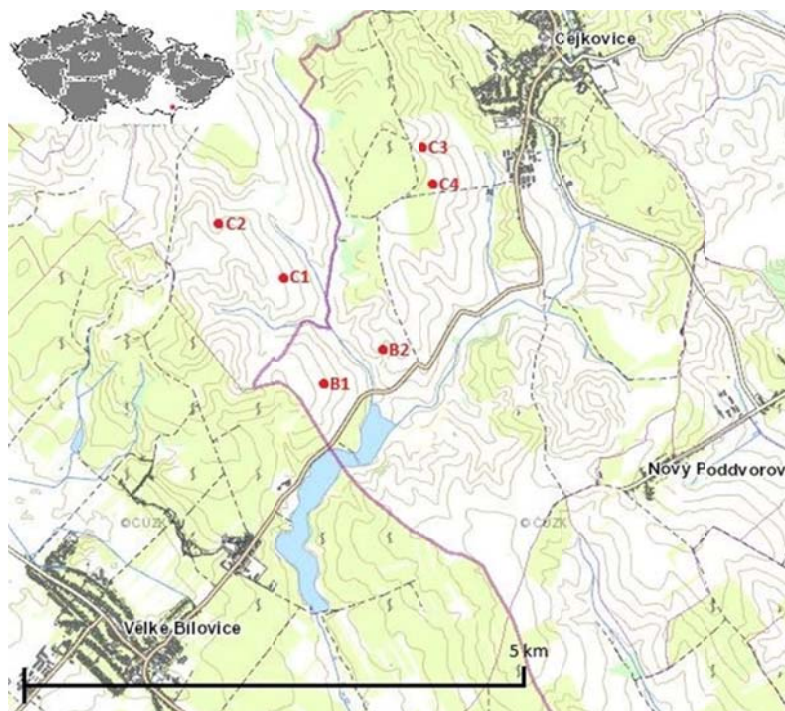
- Ovzorkovat společenstva půdní fauny v polních ekosystémech pomocí podzemních návnadových pastí
- Vyhodnotit vliv pozice na svahu, intenzity eroze a sklonu svahu na distribuci skupin i jednotlivých druhů půdních bezobratlých

3. Materiál a metody

Experiment byl proveden v polních biotopech, za použití podzemních návnadových pastí.

3.1 Popis lokalit

Výzkum proběhl v pozdně jarních a letních měsících v letech 2014 a 2015. Za pokusné plochy byla vybrána kukuřičná pole nacházející se na jižní Moravě. Lokality se nachází v katastrálním území Velké Bílovice a Čejkovice. Severozápadně od Hodonína a jsou součástí Kyjovské plošiny. Geologické podloží území je tvořeno z kvartérních pokryvů spraší, které jsou ze všech půdotvorných substrátů z hlediska úrodnosti nejcennější. Na lokalitě také lokálně vystupují okrsky neogenních slinitých jílu a písků. Půdy, které se zde vyskytují, jsou velmi hluboké, orniční vrstva většinou hluboká nebo středně hluboká, mírně či slabě humózní. Hlavní půdní jednotky tvoří černozem modální, karbonátová (HPJ 01), kde půdotvorný substrát tvoří spraše a černozem modální, pelická (HPJ 08), nacházející se na spraších a svahových hlínách. Reliéf je ovlivněn vodní erozí, která zde modeluje lokální deprese a rýhy. Zájmové území leží v povodí Moravy. Hydrologická síť je tvořena dvěma svodnicemi ústícími do Vracovského potoka a potoka Syrovinka. Při západní hranici se nachází i menší rybník.



Obrázek 1 Výzkumné lokality

V průběhu dvou let bylo vzorkováno osm lokalit, každý rok byly vzorkovány čtyři lokality. Ve druhém roce však na dvou lokalitách zemědělci změnili termín orby a pasti byly zničeny. Proto jsem celkově zpracovala materiál ze šesti lokalit. Pro rok 2014 byly vybrány čtyři lokality v blízkosti obcí Velké Bílovice a Čejkovice (lokality B1, B2, C1, C2) (Obrázek 1). Jednalo se o polní lokality s výraznou svažítostí s průměrnou nadmořskou výškou 250 m a půdním typem černozem. Všechny čtyři lokality byly osety širokořádkovou plodinou (kukuřicí) a nacházely se blízko sebe. Osivo kukuřice bylo vyseto koncem dubna 15-20 cm od sebe a sponu 70 cm.

Území spadá do klimatického regionu velmi teplého, suchého, s mírnou zimou. Průměrné teploty zimy 2013/14 i jara 2014 byly vysoké v porovnání s dlouhodobým průměrem. Množství srážek v porovnání s dlouhodobým průměrem bylo výrazně vyšší. Ačkoli zima 2013/14 a jaro 2014 byly na srážky poměrně chudé v porovnání s dlouhodobým průměrem, průměrné množství srážek během výzkumu bylo vysoké, v srpnu dvojnásobné a v září dokonce trojnásobné.

V roce 2015 byly monitorovány čtyři lokality u obce Čejkovice (C3, C4, a zničené lokality C5 a C6). Každá plocha byla charakteristická vodní erozí a na všech lokalitách byla pěstována taktéž kukuřice ve sponu 70 cm. Jednalo se o zvlněný, místy svažitý terén s průměrnou nadmořskou výškou 250 m a půdním typem černozem. I v tomto roce teploty výrazně kolísaly v porovnání s dlouhodobým průměrem. Průměrné teploty zimy 2014/15 i jara 2015 byly vysoké v porovnání s dlouhodobým průměrem. Množství srážek v porovnání s dlouhodobým průměrem bylo oproti předchozímu roku výrazně nižší. Zima 2014/15 a jaro 2015 byly na srážky velice podprůměrné i množství srážek během výzkumu se lišilo s dlouhodobým průměrem, červen, červenec i září byly v porovnání s dlouhodobým průměrem suché, srpen pak nadprůměrně deštivý.

3.2 Sběr zoologického materiálu

Koncem července roku 2014 bylo na studovaných lokalitách (B1, B2, C1, C2) instalováno celkem 60 podzemních návnadových pastí. Tyto pasti byly vytvořeny z jemného pletiva o velikosti ok 2 cm, ze kterého byly nastříhány kapsy. Pletivový sáček měl rozměr zhruba 15x15 cm. Vyrobené kapsy byly naplněny senem a pro zvýšení

vlhkosti byly před instalací do půdy na několik hodin namočený. Namočené kapsy byly v igelitových pytlích převezeny na jednotlivé lokality, kde byly označeny kódem. V kódu byly zkratky jednotlivých lokalit, rozmístění pastí na svahu (erozní část „E“, střed svahu „S“, akumulační část svahu „A“) a každá z pastí byla opatřena číslicí (1-5).

Na každé experimentální ploše bylo zakopáno celkem 15 podzemních návnadových pastí. Tyto pasti byly umístěny ve 3 řadách po 5 pastech. Transekty byly vytvořeny v erozní části svahu (E), ve středu svahu (S) a v akumulační části svahu (A). Řady těchto transektů byly od sebe vzdáleny cca 10 metrů a jednotlivé pasti v nich 2 metry. Za pomoci rýče byly pasti zakopány cca 5 cm pod povrch a přivázané stužky s kódem částečně vyčnívaly na povrch. Stužky byly použity pro nalezení pastí při sběru. Například na lokalitě ve Velkých Bílovicích 1 byly pasti pojmenovány v erozní části svahu jako B1E1-B1E5, ve střední části svahu B1S1-B1S5 a v akumulační části svahu jako B1A1-B1A5. Pasti byly ponechány na lokalitě po dobu cca tři měsíců.

Začátkem října 2014 byly pasti na všech čtyřech lokalitách vyjmuty z půdy a vloženy do igelitových pytlů. Podzemní návnadové pasti byly ještě tentýž den převezeny do laboratoře a extrahovány za pomoci Tullgrenových extraktorů (Tuf a Tvardík, 2005). Princip tohoto přístroje spočívá v tom, že se návnadová past pomocí žárovky vysušuje a živočichové snažící se uniknout se zahrabávají hlouběji, až propadávají do spodní misky s fixačním roztokem. Tento přístroj má podobu plastového kbelíku, který je ze spodní části otevřený a opatřený kovovou mřížkou. Nad vzorkem je umístěn zdroj tepla (žárovka) pro rychlejší vysychání vzorku. Žárovky svítily nepřetržitě po celou dobu extrakce. Spodní miska byla do své poloviny naplněna 0,5% roztokem formaldehydu. Po 14 dnech extrakce byl úlovek přemístěn do rychlouzavíratelných sáčků pomocí síta, označen a konzervován 70% lihem. Vzorky byly umístěny v chladu. Posléze byl veškerý materiál pomocí binokulární lupy tříděn do jednotlivých vyšších taxonů a determinován na druhovou úroveň.

Začátkem června 2015 bylo na dalších čtyřech lokalitách (C3-C6) instalováno 60 podzemních návnadových pastí. Design pastí byl zachován z minulého roku. Pasti byly taktéž označeny kódem a převezeny v igelitových pytlích na jednotlivé lokality. Princip zakopání pastí byl stejný. Každá lokalita byla rozdělena na tři základní linie, aby byl dosažen co nejlepší přehled sledovaných společenstev. Transekty byly vytvořeny v erozní části, ve středu a v akumulační části svahu. Například na lokalitě Čejkovice 3

byly pasti pojmenovány v erozní části svahu jako C3E1-C3E5, ve střední části svahu C3S1-C3S5 a v akumulární části svahu jako C3A1-C3A5. Pasti byly ponechány na lokalitě po dobu cca tří měsíců. Začátkem září 2015 byly pasti vybrány pouze na dvou lokalitách (C3 a C 4), jelikož na zbylých dvou lokalitách byly zničeny. Podzemní návnadové pasti byly vloženy do igelitových pytlů a převezeny do laboratoře, kde probíhala jejich extrakce. Po 14 dnech extrakce byl úlovek konzervován 70% lihem a determinován na druhovou úroveň.

3.3 Determinace živočichů

Zoologický materiál z podzemních návnadových pastí byl, pro každou past zvlášť, roztríděn do vyšších taxonomických skupin: **mnohonožky** (Myriapoda: Diplopoda), **stonožky** (Myriapoda: Chilopoda), **brouci** (Hexapoda: Coleoptera), **stejnonožci** (Crustacea: Isopoda), **pavouci** (Chelicerata: Arachnida: Araneae), **žížaly** (Annelida: Oligochaeta: Lumbricidae) a **larvy brouků**. Byly zaznamenány počty jedinců v jednotlivých skupinách. Mnohonožky determinoval prof. Stašiov (Technická univerzita vo Zvoleně), žížaly doc. Pižl (Ústav půdní biologie BC AVČR v Českých Budějovicích), pavouky Mgr. Machač (Univerzita Palackého v Olomouci) a brouky Mgr. Trnka (Univerzita Palackého v Olomouci). Stonožky a suchozemské stejnonožce jsem determinovala sama, larvy brouků zůstaly neurčené.

3.4 Statistická analýza

Distribuce půdních bezobratlých na svazích byla vyhodnocena pomocí mnohonorozměrných analýz v programu CANOCO (Ter Braak a Šmilauer 2002). Za environmentální data jsem považovala dané lokality a dané pozice na svahu, jako druhová data jsem použila abundance jednotlivých druhů v jednotlivých pastech. S ohledem na délku gradientu v druhových datech jsem zvolila canonickou korespondenční analýzu pro hodnocení distribuce jednotlivých druhů a analýzu redunce pro hodnocení patternu výskytu jednotlivých skupin. Intenzitu eroze počítal Ing. Bednář z Katedry ekologie metodou USLE.

4. Výsledky

Během výzkumu bylo pomocí 90 podzemních návnadových pastí odchyceno na šesti zkoumaných lokalitách celkem 882 jedinců půdních bezobratlých. Většina těchto živočichů byla determinována do 17 druhů šesti skupin (mnohonožky, stonožky, stejnonožci, brouci, pavouci, žížaly). Blíže neurčeno bylo 258 larev brouků.

Ze všech skupin byly druhově nejpestřejší žížaly. Žížaly patřily do šesti druhů všechny z čeledi Lumbricidae. Druhou početnou skupinou byly mnohonožky, s třemi druhy patřících do tří čeledí (Julidae, Blaniulidae a Polydesmidae). Další skupinou byly pavouci, kteří byli determinováni taktéž do tří druhů čeledí Linyphiidae a Theridiidae. Stonožky byly zastoupeny dvěma druhy z čeledí Geophilidae a Schendylidae. Do podzemních návnadových pastí se dále chytily dva druhy brouků z čeledí Carabidae a Scarabaeidae a jeden druh suchozemského stejnonožce z čeledi Armadillidiidae.

Tabulka 1: Počty jedinců zastížených skupin odchycených na jednotlivých lokalitách

	B1	B2	C1	C2	C3	C4	Celkem
Diplopoda	166	54	26	56	96	82	480
Chilopoda	0	0	0	0	0	2	2
Isopoda	0	1	0	0	0	0	1
Coleoptera	2	3	0	0	6	16	27
Araneae	1	1	0	0	2	0	4
Annelida	23	7	24	24	26	6	110
larvae	89	49	5	9	106	0	258
Celkem	281	115	55	89	236	106	882

Z celkového množství 882 jedinců půdních bezobratlých (Tabulka 1) byly nejvíce zastoupeny mnohonožky v počtu 480 jedinců. Nejčastějším zástupcem mnohonožek byla prouženka Bagnalliova (*Brachyiulus bagnalli*), která se na lokalitách vyskytovala v počtu 320 jedinců (Tabulka 2). Další početným druhem byla plochule hrbolátá (*Brachydesmus superus*) v počtu 120 jedinců a dlouženka úhledná (*Nopoiulus kochii*) v počtu 40 jedinců. Druhou početnou skupinou byly žížaly v počtu 110 jedinců. Žížala temná (*Aporrectodea caliginosa*) byla nejčastějším druhem v počtu 58 jedinců. Následovala žížala zelenavá (*Allolobophora chlorotica*) v počtu 34 jedinců, žížala růžová

(*Aporrectodea rosea*) se sedmi jedinci a žížala obecná (*Lumbricus terrestris*) se šesti jedinci. Ostatní druhy nepřekročily početnost čtyř jedinců. Následovali brouci v počtu 27 jedinců. Nejpočetnějším druhem byl vruboun *Pleurophorus caesus* v počtu 26 jedinců a jedinec střevlíčka měděného (*Poecilus cupreus*). Pavouci byli zastoupeni především snovačkou polní (*Robertus arundineti*), která byla početnější než plachetnatka pozemní (*Tenuiphantes cristatus*) a neidentifikovaný *Robertus*. Na lokalitě se také vyskytovaly dva jedinci stonožek. Stonožky zastupovala zemivka dlouhorohá (*Geophilus flavus*) a zemivka *Schendyla nemorensis*. Jediným zástupcem suchozemských stejnonožců byla svinka obecná (*Armadillidium vulgare*) (Tabulka 2).

Podzemní návnadová past, která za celé výzkumné období odchytila nejvíce jedinců, byla past č. B1A2 se 46 jedinci. Nejvíce jedinců se vyskytovalo na lokalitě ve Velkých Bílovicích 1 v transektu B1A1-B1A5 v počtu 132 jedinců půdních bezobratlých.

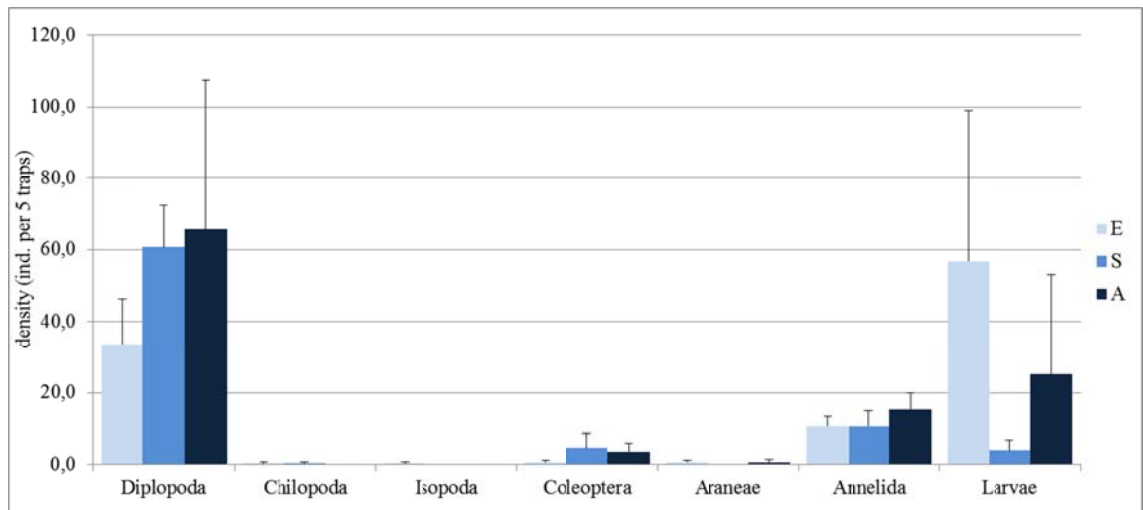
Tabulka 2: Přehled determinovaných druhů bezobratlých ulovených na všech lokalitách za obě období

	KÓD	B1			B2			C1			C2			C3			C4		
		E	S	A	E	S	A	E	S	A	E	S	A	E	S	A	E	S	A
<i>Brachyiulus bagnalli</i> (Curtis, 1845)	DIBraBag	11	30	71	5	14	12	2	10	2	33	16	1	16	32	13	21	9	22
<i>Brachydesmus superus</i> (Latzel, 1884)	DIBraSup	3	6	22	0	11	10	0	6	3	0	0	1	3	13	12	0	25	5
<i>Nopoiulus kochii</i> (Gervais, 1847)	DINopKoc	0	1	22	0	2	0	0	3	0	4	1	0	3	3	1	0	0	0
<i>Geophilus flavus</i> (De Geer, 1778)	CHGeoFla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Schendyla nemorensis</i> (C. L. Koch, 1836)	CHSchNem	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	ISArmVul	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pleurophorus caesus</i> (Creutzer in Panzer, 1796)	COPlCae	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	1	10	5
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	COPoeCup	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.- Cambridge, 1871)	ARRobAru	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Robertus</i> sp.	ARRobSp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tenuiphantes cristatus</i> (Menge, 1866)	ARTenCri	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allalobophora chlorotica</i> (Savigny, 1826)	ANAIIChI	3	0	14	0	0	0	0	7	0	0	4	6	0	0	0	0	0	0
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)	ANApoCal	1	4	1	2	1	0	5	1	4	5	5	4	7	8	6	2	0	2
<i>Aporrectodea rosea</i> (Savigny, 1826)	ANApoRos	0	0	0	0	0	0	2	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aporrectodea trapezoides</i> (Dugés, 1828)	ANApoTra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0
<i>Lumbricus rubellus</i> Hoffmeister, 1843	ANLumRub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lumbricus terrestris</i> Linnaeus, 1758	ANLumTer	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1

pozn. B1, B2, C1, C2, C3 a C4 – zkratky jednotlivých lokalit

Pozice pasti na svahu: E – horní část svahu, S – uprostřed svahu, A – dolní část svahu

Průměrné abundance půdních bezobratlých na průměrném svahu (tzn. data ze všech lokalit hodnocená dohromady) znázorňuje graf (Obrázek 2). Nejpočetnější byly mnohonožky, které se vyskytovaly převážně ve spodní části svahu, poté ve střední části svahu a nejméně na vrcholu svahu. Naopak larvy měly největší početnost na vrcholu svahu, poté ve spodní části svahu a minimální zastoupení měly larvy ve střední části svahu. Žížaly se stejně jako mnohonožky nejvíce vyskytovaly ve spodní části svahu, poté ve střední části svahu a nejméně jich bylo na vrcholu svahu. Brouci měli největší zastoupení ve střední části svahu, poté ve spodní části svahu a nejmenší na vrcholu svahu. Podle tohoto grafu můžeme říct, že vrchol svahu (pozice E) byl nejvíce ochuzen o mnohonožky a brouky.

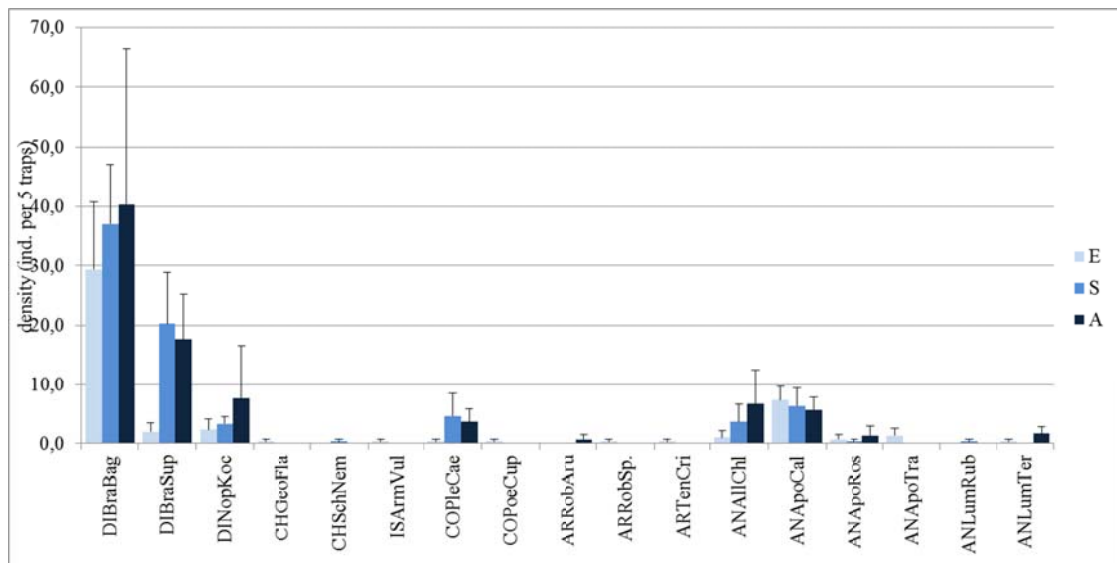


Obrázek 2: Zastoupení jednotlivých skupin (průměrný počet skupin, 5 pastí v transektu, 3 měsíce), zaznamenaných v různých polohách svahu

Pozn. Postavení pasti na svahu: E – vrchol svahu, S – střed svahu, A – dolní část svahu.

Obdobný graf (Obrázek 3) byl sestaven pro průměrné abundance na průměrném svahu pro jednotlivé druhy. Druhy mnohonožek *B. bagnalli* a *N. kochii* se nejčastěji nacházely ve spodní části svahu (pozici A) a nejmenší hustotu měly na vrcholu svahu (pozici E). Ačkoli měl *B. superus* největší zastoupení ve střední části svahu, taktéž byl vrchol svahu o jeho jedince ochuzen. Druhy žížal *A. chlorotica*, *A. rosea* a *L. terrestris* se nejvíce vyskytovaly ve spodní části svahu. Na vrcholu svahu bylo těchto jedinců nejméně. Nicméně druh žížaly *A. caliginosa* měl největší hustotu právě na vrcholu svahu. Velmi početný byl vruboun *P. caesus* ve střední části svahu a

nejmenší zastoupení měl na vrcholu svahu. Podle tohoto grafu je ve většině případů nejvíce ochuzena vrchní část svahu.



Obrázek 3: Zastoupení jednotlivých druhů (průměrný počet druhů, 5 pastí v transektu, 3 měsíce), zaznamenaných v různých polohách svahu

Pozn. Postavení pastí na svahu: E – vrchol svahu, S – střed svahu, A – dolní část svahu.

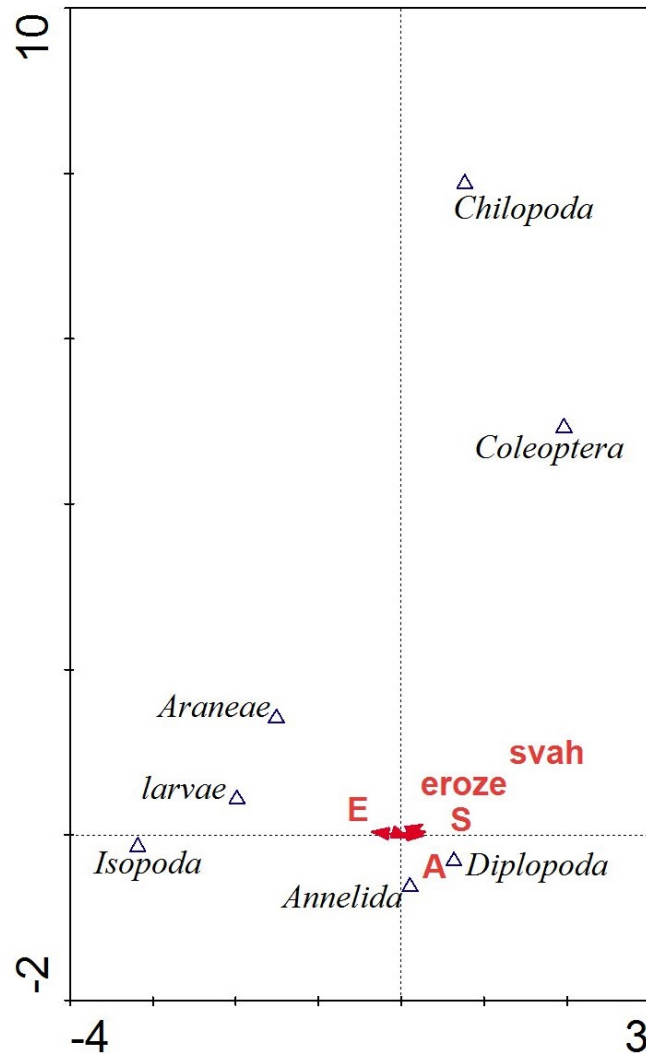
DIBraBag – *Brachyiulus bagnalli*, DIBraSup – *Brachydesmus superus*, DINopKoc – *Nopoiulus kochii*, CHGeoFla – *Geophilus flavus*, CHSchNem – *Schendyla nemorensis*, ISArmVul – *Armadillidium vulgare*, COPlCae – *Pleurophorus caesus*, COPOeCup – *Poecilus cupreus*, ARRobAru – *Robertus arundineti*, ARRobSp. – *Robertus sp.*, ARTenCri – *Tenuiphantes cristatus*, ANAIChl – *Allolobophora chlorotica*, ANApoCal – *Aporrectodea caliginosa*, ANApoRos – *Aporrectodea rosea*, ANApoTra – *Aporrectodea trapezoides*, ANLumRub – *Lumbricus rubellus*, ANLumTer – *Lumbricus terrestris*

Analýza abundancí

Pomocí nepřímé gradientové analýzy (DCA) byla určena délka gradientu v druhových datech (početnosti skupin). Délka nejdelšího gradientu v analýze je 3,2, takže pro analýzu dat byla zvolena unimodální analýza CCA. Jako první byla testována interakce jednotlivých skupin, jejich pozice na svahu, sklon svahu a intenzita eroze. Lokality jsme dali jako doplňující proměnné. Výsledky testování významnosti modelu CCA ukazují, že první kanonická osa vysvětluje 28,1 % a je signifikantní ($F=14,270$, $p=0,0020$), druhá 12,4 % variability v druhových datech. Celý model je také signifikantní ($F=2,836$, $p=0,0020$) a vysvětluje 44,5 % variability (Tabulka 4).

Jako signifikantní se v této analýze ukázala pozice E (vrchol svahu) (Tabulka 3) ($F=8,59$, $p=0,002$) a sklon svahu ($F=3,16$, $p=0,016$). Ostatní proměnné byly nesignifikantní. Abundance v pastech nahoře na svahu se významně liší a míra sklonu svahu má na abundanci významný vliv. Pozici E preferovali pavouci, larvy brouků a

stejnonožci, významný byl i sklon svahu, na svazích s větším sklonem se spíše vyskytovali brouci (Obrázek 4).



Obrázek 4: CCA model znázorňující distribuci jednotlivých skupin v závislosti na pozici na svahu, jeho sklonu (svah) a intenzitě eroze

Pozn. Postavení pasti na svahu: E – vrchol svahu, S – střed svahu, A – dolní část svahu. Faktory: eroze, svah.

Tabulka 3: Faktory a jejich statistická významnost (skupiny)

Faktor	Var. N	Lambda A	P	F
Pozice na svahu (E)	7	0,16	0,002	8,59
Sklon svahu	10	0,06	0,016	3,16
Intenzita eroze	11	0,03	0,224	1,34
Pozice na svahu (S)	8	0	0,974	0,13

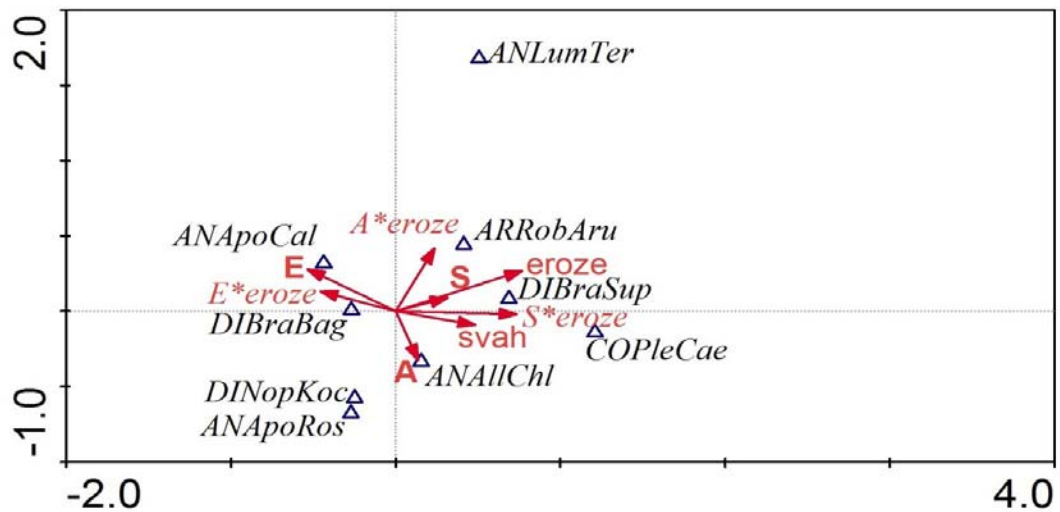
Tabulka 4: Výsledky testování signifikantnosti CCA analýzy pro skupiny

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues:	0,281	0,124	0,035	0,003	1,717
Species-environment correlations:	0,663	0,545	0,294	0,174	
Cumulative percentage variance:					
of species data:	16,4	23,6	25,6	25,8	
of species-environment relation:	63,1	91	98,9	99,5	
Sum of all eigenvalues:					1,717
Sum of all canonical eigenvalues:					0,445

Tabulka 5: Výsledky testování signifikantnosti CCA analýzy pro druhy

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Species-environment correlations:	0,483	0,467	0,563	0,474	
Cumulative percentage variance:					
of species data:	5,5	7,1	8,4	8,9	
of species-environment relation:	22	35,9	60,6	78,2	
Sum of all eigenvalues:					3,323
Sum of all canonical eigenvalues:					0,408

V další analýze byla testována distribuce jednotlivých druhů půdních bezobratlých s ohledem na environmentální faktory jako pozice na svahu, sklon svahu a intenzita eroze. Pomocí detrendované korespondenční analýzy (DCA) byla určena délka gradientu v druhových datech (nejdelší gradient dosahoval délky 3,66) a zvolena unimodální analýza (CCA). V této analýze jsme ponížili na 1/10 význam vzácných druhů (méně než pět jedinců). Taktéž jsme definovali interakce pozice na svahu s intenzitou eroze (E*eroze, S*eroze a A*eroze) a lokality jsme uvedli jako dodatkové proměnné. Výsledky testování významnosti modelu CCA (Tabulka 5) ukazují, že celý model vysvětluje 40,8 % variability v druhových datech, přičemž tento model je signifikantní ($F=1,540$, $p=0,0400$). Z testovaných faktorů se v této analýze jako signifikantní ukázala intenzita eroze (Tabulka 6, Obrázek 5). Místa s vyšší erozí preferovala *L. terrestris* a *R. arundineti*.



Obrázek 5: CCA model znázorňující interakci jednotlivých druhů a erozi, pozici na svahu

Pozn. Postavení pasti na svahu: E – vrchol svahu, S – střed svahu, A – dolní část svahu. Interakce E* eroze, S* eroze a A* eroze.

DIBraBag – *Brachyiulus bagnalli*, DIBraSup – *Brachydesmus superus*, DINopKoc – *Nopoiulus kochii*, COPlCae – *Pleurophorus caesus*, ARRRobAru – *Robertus arundineti*, ANAIIChl – *Allolobophora chlorotica*, ANApoCal – *Aporrectodea caliginosa*, ANApoRos – *Aporrectodea rosea*, ANLumTer – *Lumbricus terrestris*

Tabulka 6: Faktory a jejich statistická významnost (druhy)

Faktor	Var. N	Lambda A	p	F
Intenzita eroze	11	0,14	0,05	3,33
Interakce (E*eroze)	12	0,05	0,172	1,28
Interakce (S*eroze)	13	0,03	0,426	0,75
Pozice na svahu (A)	9	0,04	0,342	1,05
Sklon svahu	10	0,03	0,62	0,64
Pozice na svahu (E)	7	0,01	0,824	0,41

Pro obě analýzy (distribuce skupin i distribuce druhů) byly u vybraných proměnných vytvořeny GAM modely. Tyto modely byly vytvořeny pro faktory intenzity sklonu svahu a míry eroze. Grafy byly vytvořeny pouze pro skupiny a druhy, na které měl daný faktor signifikantní vliv. Největší signifikantní vliv na distribuci jednotlivých skupin měl faktor intenzity eroze, byl signifikantní u tří skupin (Tabulka 7). Larvy měly nejvyšší abundanci při nízké intenzitě eroze. Brouci a stonožky měli největší abundanci při vysoké intenzitě eroze. Faktor sklonu svahu byl signifikantní pouze u jedné skupiny. Larvy měly největší abundanci při nízkém sklonu svahu (Obrázek 7).

Největší signifikantní vliv na distribuci jednotlivých druhů měl taktéž faktor intenzity eroze, byl signifikantní u tří druhů (Tabulka 8). Druh *A. caliginosa* měl vyšší abundanci při nízké intenzitě eroze. Druhy *B. superus* a *P. caesus* měly největší abundanci při vysoké intenzitě eroze. Faktor sklonu svahu byl signifikantní pouze u dvou druhů. Druh *A. caliginosa* měl nejvyšší zastoupení při nízkém sklonu svahu. Druh *B. superus* měl největší abundanci při vysokém sklonu svahu (Obrázek 6). Mnohonožka *B. superus* zřejmě preferuje strmý svah s velkou mírou eroze, naproti tomu žížala *A. caliginosa* minimální svahy s malou erozí.

Tabulka 7: Výsledky GAM analýzy vlivu faktorů (eroze, svah) na jednotlivé skupiny

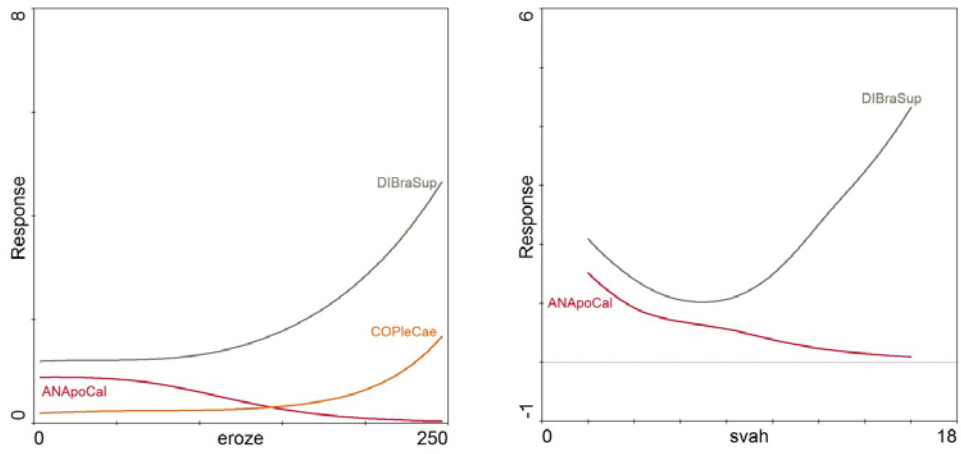
Faktory	Skupina	p	F
eroze	Annelida	0,107	2,32
	Araneae	0,337	1,10
	Coleoptera	0,007	5,43
	Diplopoda	0,423	0,87
	Chilopoda	0,045	3,25
	Isopoda	0,084	1,73
	Larvae	0,019	4,18
svah	Annelida	0,076	2,69
	Araneae	0,246	0,74
	Coleoptera	0,069	2,77
	Diplopoda	0,326	1,13
	Chilopoda	0,466	0,77
	Isopoda	0,060	2,05
	Larvae	0,004	5,98

Pozn. Hodnoty signifikantně významné jsou zvýrazněny tučně

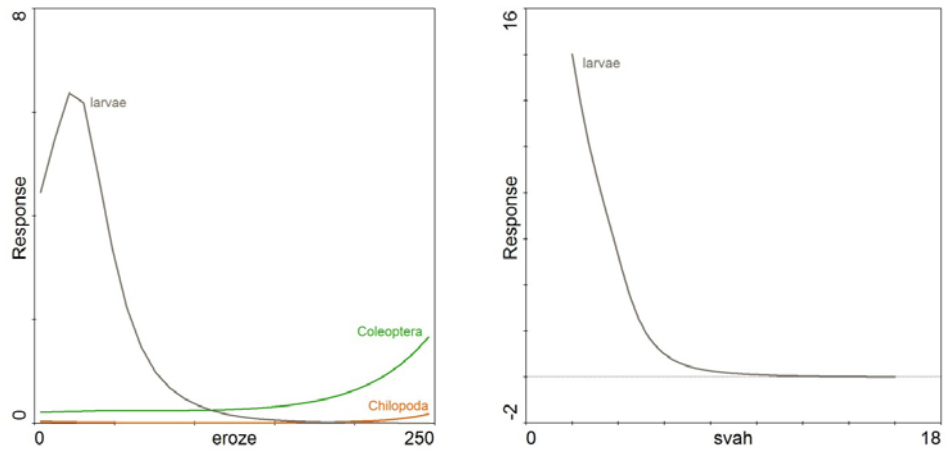
Tabulka 8: Výsledky GAM analýzy vlivu faktorů (eroze, svah) na jednotlivé druhy

Faktory	Druh	p	F
eroze	Allolobophora chlorotica	0,317	1,16
	Aporrectodea caliginosa	0,024	3,98
	Aporrectodea rosea	0,066	2,84
	Lumbricus terrestris	0,083	2,58
	Pleurophorus casus	0,008	5,36
	Brachyiulus bagnalli	0,127	2,13
	Brachydesmus superus	0,025	3,96
	Nopoiulus kochii	0,255	1,39
svah	Allolobophora chlorotica	0,484	0,73
	Aporrectodea caliginosa	0,015	4,54
	Aporrectodea rosea	0,059	2,95
	Lumbricus terrestris	0,229	1,51
	Pleurophorus casus	0,077	2,66
	Brachyiulus bagnalli	0,171	1,81
	Brachydesmus superus	0,047	3,19
	Nopoiulus kochii	0,450	0,60

Pozn. Hodnoty signifikantně významné jsou zvýrazněny tučně



Obrázek 6: GAM modely znázorňující abundance jednotlivých druhů s ohledem na intenzitu sklonu svahu či míry eroze



Obrázek 7: GAM modely znázorňující abundance skupin s ohledem na intenzitu sklonu svahu či míry eroze

5. Diskuze

V této práci jsme se zabývali vodní erozí na polích a jejím vlivem na půdní faunu. Výzkum probíhal v pozdně jarních a letních měsících v letech 2014 a 2015. Za pokusné plochy byla vybrána kukuřičná pole na jižní Moravě. Bylo vybráno šest lokalit, které se nacházely u obcí Velké Bílovice a Čejkovice. Na každé lokalitě bylo instalováno 15 podzemních návnadových pastí, které byly na lokalitě ponechány cca tři měsíce. Podzemní návnadové pasti byly instalovány ve třech transektech po pěti pastech. Transekty se nacházely v horní části svahu, ve střední části svahu a ve spodní části svahu. Získaná data byla analyzována pro jednotlivé taxonomické skupiny a pro jednotlivé druhy z každého transektu zaznamenaného z různých poloh na svahu. Dále byla testována interakce taxonomických skupin a také nejpočetnějších druhů, zde jsme zjišťovali, jak intenzivně ovlivňuje erozi pozice na svahu. Na základě znalosti sklonu svahu či intenzity eroze byla také zjišťována abundance taxonomických skupin a jednotlivých druhů.

Při analýze taxonomických skupin z každého transektu z různých poloh na svahu jsme zjistili, že podzemní návnadové pasti byly neúspěšnější v odchytu mnohonožek a larev, dále žížal a brouků. Tyto výsledky jsou v souladu s výzkumem Hábové (2014), která ve své práci poukazuje na vyšší počty mnohonožek a žížal chycených za pomocí podzemních návnadových pastí ve vojtěškovém poli. Tento pattern podporuje i práce Dobroruky (2014), který tyto pasti používal na louce. Častý odchyt mnohonožek a larev brouků za pomocí podzemních návnadových pastí uvádí ve své práci také Prasifka a kol. (2007), zkoumající výskyt škůdců v mrkvových polích. Podzemní návnadové pasti, jak již bylo řečeno, jsou pletivové sáčky naplněné senem a před vložením do půdy namočené. Tyto pasti fungují díky tomu, že živočichům poskytují potravu či příjemnější prostředí pro pobyt (Hudcová, 2014). Zejména pro mnohonožky a žížaly, které mají rády vlhko a živí se detritem. Obzvláště lákavé mohou být podzemní návnadové pasti instalované na polích, protože polní agroekosystémy jsou dosti chudé na humus a obsah organické hmoty vůbec. V takto svažitém prostředí se podzemní návnadové pasti mohly stát útočištěm, úkrytem před predátory a současně potravou. Atraktivnost, vlhkost a dostatek potravy mohly být jedny z důvodů kolonizace podzemních

návnadových pastí právě těmito druhy, které vyhledávají akumulace mrtvé organické hmoty (Ožanová, 2011).

Mnohonožky a žížaly obecně se nejvíce vyskytovaly ve spodní části svahu a nejméně na vrcholu svahu. Jejich distribuce na svahu mohla pravděpodobně souviset s vlhkostními poměry. V nejnižší části svahu můžeme předpokládat zvýšenou vlhkost a nahromaděnou organickou hmotu a naopak v horních partiích svahu sušší podmínky a tím i výskyt jiných druhů (Petrušek, 2010). Na vrcholu svahu se nejvíce vyskytovaly larvy brouků. Larvy brouků potřebují pro svůj vývoj dostatečné množství tepla. Právě teplota mohla být jeden z důvodů výskytu larev brouků na vrcholu svahu, jelikož horní část transektu mohla mít xerothermnější charakter (Giljarov, 1953). Vrchol svahu je nejvíce ochuzován o jílovité částice a je také nejsušší, a tím pádem by se horní část svahu mohla slunečním zářením rychleji zahřát. Nejvíce brouků se nacházelo ve střední části svahu, jejich rozmístění mohlo být ovlivněno rozdílnou distribucí živin a tím i potravní nabídky (Gabriš, 2012). Dostí překvapující je, že se v podzemních návnadových pastech vyskytovalo velké množství larev brouků a málo dospělých brouků. Můžeme se jen domnívat, o jaké larvy brouků šlo, jelikož v tomto výzkumu nebyly blíže determinovány. V podzemních návnadových pastech se mohly vyskytovat např. larvy střevlíků, které jsou býložravé s dravými dospělci (Luff, 1974). Právě dospělci střevlíků mohli lovit v nadzemní části a jejich larvy zřejmě našly do podzemních návnadových pastí.

Stonožky a suchozemští stejnonožci se v pastech vyskytovali minimálně. Tato skutečnost je pravděpodobně důsledkem nepříznivých podmínek otevřených relativně suchých stanovišť. Takovéto podmínky jsou nepříznivé pro většinu edafických organismů, které jsou obecně citlivé na kolísání teplot a vlhkostních podmínek (Stašiov a kol., 2014). Kromě toho tato situace může být i důsledkem orby, používání pesticidů, herbicidů a dalších agrotechnických opatření (Rusek, 2008). Soviš (2013) ve své práci zmiňuje, že stonožky a suchozemští stejnonožci preferují především nenarušená stanoviště.

Abundance

Při analýze jednotlivých druhů z každého transektu jsme zjistili, že mnohonožky prouženka Bagnalliova a dlouženka úhledná preferují spodní partii svahu, zatímco mezofilní druh mnohonožky plochule hrbolaté se nejvíce vyskytoval ve střední části svahu. Tyto synantropní druhy mnohonožek se vyskytují často v půdách, které jsou bohaté na živiny, jak zmiňuje ve své práci Kocourek (2014). Právě vodní eroze mohla spodní část svahu obohatit o živiny a zvýšit tak zdejší aktivitu těchto druhů. Zejména prouženka Bagnalliova preferuje půdy s dostatečným množstvím organické hmoty. Tento adaptabilní druh je schopný kolonizovat jak nenarušená, tak mírně narušená stanoviště (Tuf a Tufová, 2008). Nicméně plochule hrbolatá, která se vyskytovala ve střední části svahu je druhem eurytopním. Tento druh se často vyskytuje na různých typech polí (Skoumalová, 2010). Eurytopním druhem byla také dlouženka úhledná. Eurytopní druhy jsou druhy s širokou ekologickou valencí, které jsou nejvíce vázány na specifický typ prostředí (Stephenson, 1960). Obecně se dá říci, že tyto druhy se často vyskytují i v biotopech, které jsou silně ovlivněny člověkem (Voigtländer, 2011).

Žížala zelenavá, růžová a obecná se nejvíce vyskytovala ve spodní části svahu. Žížala zelenavá a růžová jsou typickými synantropními druhy endogeické skupiny žížal, které nemají žádné preference týkající se půdního typu. Ačkoli jsou tyto druhy početnější na vlhkých půdách s vysokým obsahem organické hmoty (Csuzdi a Zicsi, 2003). Výskyt těchto druhů ve svrchních vrstvách půdy mohl být jeden z důvodů jejich odnosu do spodní části svahu. Žížala obecná patřící do skupiny hlubinných žížal by relativně měla být nejméně zastižena vodní erozí, mohla se schovat hluboko pod zemí. Nicméně žížala obecná se také vyskytovala ve spodní části svahu. Můžeme se tedy domnívat, že tento druh nebyl odnesen vodou spolu s půdními částicemi, ale přešel si do spodní části svahu sám. Můžeme také zmínit, že chodbičky hlubinných žížal ve svrchních vrstvách půdy zvyšují pórovitost půdy a snižují povrchový odtok vody (Seitz a kol., 2015). V předchozích studiích bylo zjištěno, že žížalí výměšky zdrsňují povrch půdy a napomáhají při zasakování vody (Bayon a kol., 2002). Na druhou stranu jemné částice, které žížaly uvolňují ve formě žížalinců napomáhají erozi, jelikož se lehce odplavují (Bayon a Binet, 2001).

Žížala temná jako jediná měla největší hustotu na vrcholu svahu. Podle Csuzdi a Zicsi (2003) bychom tento druh mohli najít i na těch nejchudších půdách, které jsou ochuzeny o humus. Ostatní druhy žížal byly nepočtené.

Dominantním broukem byl vruboun *Pleurophorus caesus*, který je dokonce uveden v Červeném seznamu ČR (Král, 2005) v kategorii téměř ohrožený (NT). Tento listorohý brouk měl největší zastoupení ve střední části svahu. Jeho rozmístění mohlo být ovlivněno potravní nabídkou, jak ve své práci zmiňuje Gabriš (2012).

Na zkoumané lokalitě měl největší signifikantní vliv na distribuci taxonomických skupin faktor pozice E (vrchol svahu). Pozice E se výrazně lišila v počtu odchycených skupin v porovnání s ostatními pozicemi. Vrchol svahu preferovali nepočtení pavouci, larvy brouků a nepočtení stejnonožci. Pavouci a jejich schopnost vylézt a zachytit se na vegetaci mohl být jeden z důvodů výskytu této skupiny na vrcholu svahu. Podle Tufa a kol. (2015) mají pavouci na svažitéch polích s vegetací větší pravděpodobnost přežití než na polích bez krytu. Právě rostlinný pokryv snižuje riziko vodní eroze (Cerdá a Jurgensen, 2008). Také pavučiny některých druhů pavouků mohou snižovat riziko jejich odplavení (Hamřík, 2016).

Ztráta půdy i organismů splavením vede k nevratnému znehodnocení půdy (Mohr a Topp, 2001). Rosseau a kol. (2013) zmiňují, že přepravou půdní bioty vodní erozí je spuštěn kaskádovitý proces, který může vést až ke zhroucení celého systému. Zachování půdní bioty je obzvlášť důležité v agroekosystémech, jelikož kvalita půdy je klíčová pro výrobu potravin. K největším ztrátám půdy dochází na polích, které se vyskytují na svahu. Kromě toho je tato půda narušená agrochemikáliemi, přejezdem těžké mechanizace, nevhodným střídáním plodin (Birkhofer a kol., 2014), které přispívají k riziku vodní eroze.

Environmentální podmínky

Faktor pozice E (vrchol svahu) byl signifikantně významný jak z pohledu distribuce jednotlivých skupin, tak z pohledu distribuce jednotlivých druhů. Velice významný pro predikci distribuce bezobratlých v pastech byl také sklon svahu.

Pozice E (vrchol svahu), nám jasně předpovídá, které skupiny zde najdeme. Vrchol svahu preferovali především pavouci, suchozemští stejnonožci a larvy brouků. Ze skupin, které jsme určovali do druhů, preferoval vrchol svahu druh žížaly temné, neboli ostatní druhy se na vrcholu svahu nevyskytovaly.

Na základě znalosti sklonu svahu a intenzity eroze byly pro signifikantní skupiny i druhy vytvořeny GAM modely. S intenzitou eroze klesala abundance larev a také žížaly temné. Naopak brouci a stonožky měli největší abundanci při vysoké intenzitě eroze, také početnost druhu mnohonožky plochule hrboilaté a druhu brouka vrubouna *Pleurophorus caesus* rostla s intenzitou eroze. Se sklonem svahu klesala početnost larev a žížaly temné, naopak početnost plochule hrboilaté se sklonem svahu rostla. Čím je svah strmější, tím se riziko vodní eroze zvyšuje (Mohr a Topp, 2001, Kateb a kol., 2013). Prezentované výsledky ukazují, že existují rozdíly v odchytnu jednotlivých taxonomických skupin vyskytujících se na různých pozicích na svahu. Žížaly, mnohonožky a brouci jsou skupiny, u kterých dochází ke kumulaci ve spodní části svahu. Jedná se tudíž o skupiny, které jsou buď přímo transportovány při procesu vodní eroze se splavovanou zeminou, nebo které aktivně vyhledávají místa s akumulovanou jemnou zeminou a zvýšeným obsahem organických látek v půdě.

6. Závěr

Jižní Morava patří v rámci České republiky k oblastem, které jsou nejvíce ohrožené vodní a větrnou erozí. K této skutečnosti přispívají nejen přírodní, ale také antropogenní faktory. Z polí se odplavují velmi důležité látky, živiny ale i půdní organismy, které hrají důležitou roli. Na zemědělsky využívaných pozemcích vodní eroze z velké části ovlivňuje distribuci půdních bezobratlých. Společenstva bezobratlých se nejvýrazněji odlišují na vrcholu svahu (pozice E) v porovnání s ostatními pozicemi (S a A), vrchol svahu preferují pavouci a broučí larvy, přičemž ostatní skupiny se vyskytují hlavně na úpatí svahu či v jeho středu. Dalším faktorem, ovlivňujícím abundance skupin půdních bezobratlých byl sklon svahu, přičemž larvy brouků preferovaly mírné svahy.

Distribuci jednotlivých druhů edafonu ovlivňovala hlavně intenzita eroze. Zatímco žížala temná preferovala plochy s minimální erozí, plochule hrbolatá a vruboun *Pleurophorus caesus* byli nejpočetnější v pastech na plochách hodně erodovaných. Do budoucna by bylo vhodné zacílit výzkum na další typy polí.

7. Literatura

- Almagro, M., Martínez-Mena, M. (2014):** Litter decomposition rates of green manure as affected by soil erosion, transport and deposition processes, and the implications for the soil carbon balance of a rainfed olive grove under a dry Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 196: 167-177.
- Angileri, S. E., Conoscenti, Ch., Hochschild, V., Märker, M., Rotigliano, E., Agnesi, V. (2016):** Water erosion susceptibility mapping by applying Stochastic Gradient Treeboost to the Imera Meridionale River Basin (Sicily, Italy). *Geomorphology*, 262: 61-76.
- Arnhold, S., Otieno, D., Onyango, J., Koellner, T., Huwe, B., Tenhunen, J. (2015):** Soil properties along a gradient from hillslopes to the savanna plains in the Lambwe Valley, Kenya. *Soil & Tillage Research*, 154: 75-83.
- Badalíková, B., Hrubý, J. (2010):** Following of erosive cash of soil in variants with different intercrops. *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun.*, 2: 27-34.
- Baláková, J. (2013):** Účinky znečištění životního prostředí při haváriích a ekologických katastrofách na zdraví člověka [Bakalářská práce]. [Plzeň (CZ)]: Západočeská univerzita v Plzni. 91 pp.
- Baran, J. (2013):** Zhodnocení vodní eroze na zemědělské půdě v katastrálním území Kunovice [Diplomová práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 63 pp.
- Basedow, T. (1998):** The species composition and frequency of spiders (Araneae) in fields of winter wheat grown under different conditions in Germany. *J. Appl. Ent.*, 122: 585-590.
- Baxter, C., Rowan, J. S., McKenzie, B. M., Neilson, R. (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.

- Binet, F., Le Bayon, R. C. (1999):** Space-time dynamics in situ of earthworm casts under temperate cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 85-93.
- Birkhofer, K., Ekroos, J., Corlett, E. B., Smith, H. G. (2014):** Winners and losers of organic cereal fading in animal communities across Central and Northern Europe. *Biological Conservation*, 175: 25-33.
- Blavet, D., De Noni, G., Le Bissonnais, Y., Leonard, M., Maillo, L., Laurent, J. Y., Asseline, J., Leprun, J. C., Arshad, M. A., Roose, E. (2009):** Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards. *Soil & Tillage Research*, 106: 124-136.
- Bojko, O., Kabala, C. (2016):** Transformation of physicochemical soil properties along a mountain slope due to land management and climate changes - A case study from the Karkonosze Mountains, SWPoland. *Catena*, 140: 43-54.
- Cerdá, A., Jurgensen, M. F. (2008):** The influence of ants on soil and water losses from an orange orchard in eastern Spain. *J. Appl. Entomol.*, 132: 306-314.
- Cole, L. J., McCracken, D. I., Downie, I. S., Dennis, P., Foster, G. N., Waterhouse, T., Murphy, K. J., Griffin, A. L., Kennedy, M. P. (2005):** Comparing the effects of farming practices on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) assemblages of Scottish farmland. *Biodiversity and Conservation*, 14: 441-460.
- Csuzdi, C., Zicsi, A. (2003):** Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae). Hungarian Natural History Museum, Budapešť. 271 s. ISBN 9637093818.
- Čapka, F. (2010):** *Obrazy ze života společnosti v českých dějinách.* Masarykova univerzita v Brně, Brno. 126 s. ISBN 9788021051959.
- Čapka, F., Eliška, J. (1998):** *Dějiny země Koruny české v datech.* Libri.

- De Carvalho, D. F., Eduardo, E. N., De Almeida, W. S., Santos, L. A. F., Sobrinho, T. A. (2015):** Water erosion and soil water infiltration in different stages of corn development and tillage systems. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11: 1072-1078.
- Dobroruka, I. (2014):** Možnost využití návnadových pastí pro vzorkování půdní mikrofauny [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 48 pp.
- Dostál, T., Krása, J., Váška, J., Vrána, K. (2002):** Mapa erozního ohrožení půd a transportu sedimentu v České republice. In: *Vodní hospodářství. Ročník. 52, 2:* 46-48. ISSN 12110760.
- Drapela, T., Moser, D., Zaller, J. G., Frank, T. (2008):** Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors. *Ecography*, 31: 254-262.
- Drlíková, B. (2015):** Kvalita zemědělské půdy v ČR a v Evropě- vývoj, současnost a budoucnost [Bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Vysoké učení technické v Brně. 46 pp.
- Dufková, J. (2004):** Potenciální ohroženost půd jižní Moravy větrnou erozí. *Sborník Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně*, 2: 33-42.
- Ferreira, V., Panagopoulos, T., Cakula, A., Andrade, R., Arvela, A. (2015):** Predicting soil erosion after land use changes for irrigating agriculture in a large reservoir of southern Portugal. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4: 40-49.
- Franco, A. L. C., Bartz, M. L. C., Cherubin, M. R., Baretta, D., Cerri, C. E. P., Feigl, B. J., Wall, D. H., Davies, Ch. A., Cerri, C. C. (2016):** Loss of soil (macro)fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. *Science of the Total Environment*, 563-564: 160-168.
- Gabriš, R. (2012):** Vliv environmentálních faktorů a managementu na střevlíkovité brouky v prostředí podhorských luk a pastvin [Diplomová práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 56 pp.

- Gavlasová, I. (2012):** Ochrana půdy - právní řád v ČR a EU [Bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Vysoké učení technické v Brně. 46 pp.
- Giljarov, M. S. (1953):** Význam půdy jako životního prostředí ve vývoji hmyzu. Přírodovědecké vydavatelství, Praha.
- Glück, E., Ingrisch S. (1990):** The effect of bio-dynamic and conventional agriculture management on Erigoninae and Lycosidae spiders. J. Appl. Ent., 110: 136-148.
- Gregory, M. M., Shea, L., Bakko, E. B. (2005):** Comparing agroecosystems: Effects of cropping and tillage patterns on soil, water, energy use and produktivity. Renewable Agriculture and Food Systems, 20: 81–90.
- Hábová L. (2014):** Možnost využití návnadových pastí pro vzorkování půdní makrofauny [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci, 32 pp.
- Hamřík, T. (2016):** Agrární terasy jako refugium xerothermních organismů – příklad z okolí Veverských Knínic [Bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Mendelova univerzita v Brně. 72 pp.
- Hanusková, D. (2016):** Aplikace metod tržního oceňování na příkladu vodní eroze půdy v České republice [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 68 pp.
- Hlava, J., Hlavová, A., Hák, J., Fér, M. (2015):** Earthworm responses to different reclamation processes in post opencast mining lands during succession. Environ Monit Assess, 187: 4108.
- Horňák, O. (2014):** Vliv aplikace exogenní organické hmoty na půdní faunu [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 47 pp.
- Hosnedl, P. (2007):** Vliv eroze na kvalitu půdy [Bakalářská práce]. [České Budějovice (CZ)]: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 35 pp.

- Hudcová, P. (2014):** Možnost využití návnadových pastí pro vzorkování půdní makrofauny [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 29 pp.
- Hůla, J. a kol. (2010):** Dopad netradičních technologií zpracování půdy na půdní prostředí. Výzkumný ústav zemědělské techniky, v. v. i., Praha. (a)
- Hůla, J., Novák, P., Petrásek, S., Kovaříček, P., Procházka, P. (2010):** Povrchový odtok vody a smyv zeminy při pěstování kukuřice a ovsa setého. Česká zemědělská univerzita a Výzkumný ústav zemědělské techniky, v. v. i., Praha. (b)
- Hylmarová, J. (2010):** Ochrana půdy před negativními vlivy zemědělské výroby [Diplomová práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně. 67 pp.
- Chen, S. K., Liu, Ch. W., Chen, Y. R. (2012):** Assessing soil erosion in a terraced paddy field using experimental measurements and universal soil loss equation. *Catena*, 95: 131–141.
- Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Cerri, C. E. P., Davies, Ch. A., Cerri, C. C. (2016):** Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma* 267: 156-168.
- Janeček, M. a kol. (1992):** Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe č.5., VÚMOP Praha, Praha, 110 pp.
- Janeček, M. a kol. (2012):** Ochrana zemědělské půdy před erozí. Česká zemědělská univerzita Praha, Praha.
- Javůrek, M., Vach, M. (2008):** Negativní vlivy zhutnění půd a soustava opatření k jejich odstranění. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i., Praha.
- Jelinski, N. A., Yoo, K. (2016):** The distribution and genesis of eroded phase soils in the conterminous United States. *Geoderma*, 279: 149-164.

- Jonason, D., Smith, H. G., Bengtsson, J., Birkhofer, K. (2013):** Landscape simplification promotes weed seed predation by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Landscape Ecol*, 28: 487–494.
- 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.
- Jouquet, P., Bottinelli, N., Podwojewski, P., Hallaire, V., Duc, T. T. (2008):** Chemical and physical properties of earthworms casts as compared to bulk soil under a range of different land-use systems in Vietnam. *Geoderma*, 146: 231-238.
- Kateb, H. E., Zhang, H., Zhang, P., Mosandl, R. (2013):** Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. *Catena*, 105: 1-10.
- Kempa, M. (2015):** Zemědělský půdní fond [Diplomová práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně. 103 pp.
- Kliment, Z., Langhammer, J. (2005):** Modelování erozního ohrožení ve velkých územních celcích. In: Ryppl, J. (ed.): *Geomorfologický sborník 4*, PFJU, České Budějovice, 75-81.
- Kobza, J. (2005):** Soil and plant pollution by potentially toxic elements in Slovakia. *Plant Soil Environ*, 51: 243-248.
- Kocourek, P. (2014):** Mnohonožky (Myriapoda: Diplopoda) Jizerských hor, Frýdlantské pahorkatiny, Ještědského hřbetu a Liberecké kotliny (severní Čechy). *Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy, Liberec*, 32: 123-154.
- Kozel, P. (1984):** Pedologické minimum I. Poškození půdního fondu. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, nositelky Řádu práce, Olomouc.
- Kozel, P. (1987):** Pedologické minimum II. Ochrana půdního fondu 1. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, nositelky Řádu práce, Olomouc.

- Král, D. (2005):** Scarabaeoidea (listorozí) In: Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. [eds.]: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.
- Krása, J., Dostál, T., Vrána, K. (2008):** Revidovaná podrobná mapa ztráty půdy pro území ČR. Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, Fakulta stavební, Praha.
- Krása, J., Dostál, T., Vrána, K. (2009):** Využití podrobné erozní mapy ČR. Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, Fakulta stavební, Praha.
- Krejčíková, B. (2008):** Erozní ohrožení půd vybraného území jižní Moravy [Bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita. 49 pp.
- Kubát, J., Cerhanová, D., Mikanová, O., Šimon, T. (2008):** Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i., Praha – Ruzyně. ISBN: 978-80-87011-65-2.
- Kučerová, P., Macková, M., Macek, T. (1999):** Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. Chem. Listy, 93: 19-26.
- Kuntz, M., Berner, A., Gattinger, A., Scholberg, J. M., Mäder, P., Pfiffner, L. (2013):** Influence of reduced tillage on earthworm and microbial communities under organic arable fading. *Pedobiologia*, 56: 251-260.
- Lal, R. (2014):** Soil conservation and ecosystem services. *International Soil and Water Conservation Research*, Vol. 2, 3: 36-47.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J. P. (2006):** Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42: 3-15.
- Le Bayon, R. C., Binet, F. (2001):** Earthworm surface casts affect soil erosion by runoff water and phosphorus transfer in a temperate maize crop. *Pedobiologia*, 45: 430-442.

- Le Bayon, R. C., Moreau, S., Gascuel-Oudou, C., Binet, F. (2002):** Annual variations in earthworm surface-casting activity and soil transport by water runoff under a temperate maize agroecosystem. *Geoderma*, 106: 121-135.
- Luff, M. L. (1974):** Adult and larval feeding habits of *Pterostichus madidus* (F.)(Coleoptera: Carabidae). *Journal of Natural History*,4: 403-409.
- Mackovčín, P., Demek, J., Slavík, P. (2012):** Problém stability středoevropské kulturní krajiny v období agrární a průmyslové revoluce: příkladová studie z České republiky. *Acta Pruhoniana*, 101: 33-40.
- Mäder, P., Fliebbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U. (2002):** Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. Institute of Organic Agriculture, available online: sciencemag.org/296.
- Malcová, P. (2014):** Modelování znečištění životního prostředí v lesích se zahrnutím neurčitostí [Diplomová práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně. 81 pp.
- Mohr, D., Topp, W. (2001):** Forest soil degradation in slopes of the low mountain range of Central Europe - Do deer matter? *Forstw. Cbl.*, 120: 220-230.
- Muñoz, J. D., Steibel, J. P., Snapp, S., Kravchenko, A. N. (2014):** Cover crop effect on corn growth and yield as influenced by topography. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 189: 229-239.
- Nermut, Z. (2007):** Zhodnocení faktoru erozní účinnosti přívalemého deště na Olomoucku [Diplomová práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 104 pp.
- Novák, P., Mašek, J., Kumhálová, J., Kumhála, F. (2013):** Impact of Different Soil Tillage Intensity on Soil Water Erosion in Spring Time. *Rural Development*, 382-386.

- Novotný, I., Mistr, M., Papaj, V., Kristenová, H., Váňová, V., Kapička, J., Vlček, V., Vopravil, J., Kulířová, P., Kadlec, V., a kol. (2014):** Příručka ochrany proti vodní erozi. 2. přepracované vydání. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., 78 s.
- Ožanová, J. (2001):** Využití travních pastí při studiu mnohonožek. *Myriapodologica Czecho - Slovaca*, 1: 69-71.
- Öberg, S., Ekblom, B., Bommarco, R. (2007):** Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 122: 211-219.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Meusburger, K., Ballabio, C., Lugato, E., Montanarella, L., Alewell, Ch. (2016):** Reply to “The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. Panagos P. et al., 2015 *Environ. Sci. Policy* 54, 438-447-A response” by Evans and Boardman [*Environ. Sci. Policy* 58, 11-15]. *Environmental Science & Policy*, 59: 53-57.
- Petrusek, M. (2010):** Vliv pastevního managementu na distribuci a abundanci epigonu [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 47 pp.
- Plíhal, V. (2011):** Hodnocení povrchového odtoku z vybraných zemědělských plodin ve vegetačním období [Diplomová práce]. [Brno (CZ)]: Mendelova univerzita v Brně. 58 pp.
- Podhrázká, J. a kol. (2008):** Optimalizace funkcí větrolamů v zemědělské krajině – metodika. VÚMOP, v. v. i., Praha, 80 pp.
- Pokladníková, H., Podhrázká, 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.
- Prasifka, J. R., Lopez, M. D., Hellmich, R. L., Lewis, L. C., Dively, G. P. (2007):** Comparison of pitfall traps and litter bags for sampling ground-dwelling arthropods. *J. Appl. Entomol.*, 131: 115-120.

- Reichholf, J. (1999):** Pole a louky – Steinbach. Knižní klub a Ikar, Praha.
- Richtr, V. (2014):** Erozní problémy na Vysokomýtsku a jejich řešení [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 64 pp.
- Routschek, A., Schmidt, J., Kreienkamp, F. (2014):** Impact of climate change on soil erosion — A high-resolution projection on catchment scale until 2100 in Saxony/Germany. *Catena* 121: 99-109.
- Rousseau, L., Fonte, S. J., Téllez O., Hoek, R., Lavelle, P. (2013):** Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological indicators*, 27: 71-82.
- Rozmánková, E. (2014):** Využití základních parametrů mikrobiálních společenstev pro bioindikaci kvality a degradace půd [Bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně. 78 pp.
- Rusek, J. (2008):** Vhledy do půdy. *Živa*, 56: 94-96.
- Růžičková, J. (2012):** Vliv vybraných agroekologických opatření na carabidofaunu polí [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 44 pp.
- Seitz, S., Goebes, P., Zumstein, P., Assmann, T., Kühn, P., Niklaus, P. A., Schuldt, A., Scholten, T. (2015):** The influence of leaf litter diversity and soil fauna on initial soil erosion in subtropical forests. *Earth Surf. Process. Landforms*, 40: 1439-1447.
- Schmidt, M. H., Tschardtke, T. (2005):** Landscape context of sheetweb spider (Araneae: Linyphiidae) abundance in cereal fields. *Journal of Biogeography*, 32: 467-473.
- Sklenářová, M. (2008):** Eroze půdy v ČR [Diplomová práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 84 pp.
- Skoumalová, I. (2010):** Mnohonožky Českého a Moravského krasu [Diplomová práce]. [Praha (CZ)]: Univerzita Karlova v Praze. 356 pp.

- Soviš, M. (2013):** Vliv struktury krajiny na druhovou diverzitu a abundanci půdních bezobratlých [Diplomová práce]. [Olomouc (CZ)]. Univerzita Palackého v Olomouci. 75 pp.
- Stašiov, S., Hazuchová, L., Vician, V., Kočík, K., Svitok, M. (2014):** Millipede (diplopoda) communities in agricultural landscape: influence of management form. *Polish Journal of Ecology*, 62: 587-598.
- Stephenson, J. W. (1960):** The biology of *Brachydesmus superus* (Latz.) Diplopoda. *Journal of Natural History*, 29: 311-319.
- Šarapatka, B. (1996):** Pedologie, Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Šarapatka, B., Dlapa, P., Bedrna, Z. (2002):** Kvalita a degradace půdy. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí ČR, Olomouc.
- Šarapatka, B., Niggli, U. (2008):** ZEMĚDĚLSTVÍ A KRAJINA cesty k vzájemnému souladu. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí, Výzkumným ústavem pro ekologické zemědělství (FiBL) Frick, Švýcarsko, Bioinstitutem, o. p. s., Olomouc, a PRO-BIO Svazem ekologických zemědělců se sídlem v Šumperku.
- Šarapatka, B. a kol. (2010):** Agroekologie východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Vydal Bioinstitut, o. p. s., Olomouc ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí, Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy a Univerzitou Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Šarapatka, B. (2013):** Vybrané kapitoly z pedologie a ochrany půdy. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- 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.

- Špitálník, L. (2013):** Minimalizace dopadů fragmentace krajiny výstavbou ekoduktů [Bakalářská práce]. [Pardubice (CZ)]: Univerzita Pardubice. 70 pp.
- Štranc, P., Štranc, J., Štranc, D., Ledvina, R. (2008):** Zpracování půdy ve chmelnicích. Katedra rostlinné výroby, FAPPZ, ČZU v Praze, Praha.
- Švehlík, R. (2002):** Větrná eroze na jihovýchodní Moravě v obrazech. Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, Supplementum 8, 80 pp.
- Švehlík, R. (2005):** Vodní eroze na jihovýchodní Moravě v obrazech. Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, Supplementum 12, 64 pp.
- 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.
- Tauberová, D. (2014):** Degradace zemědělské půdy vodní erozí [Bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci. 64 pp.
- Ter Braak, C. J. F., Šmilauer, P. (2002):** CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Micro-computer power. Ithaca, 500.
- Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K., Pavlíková, D., Balík, J. (2006):** Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí. VURV, vvi, Praha-Ruzyně.
- Toman, F. (1994):** Možný dopad očekávaných klimatických změn na erozní ohrožení půd. Ústav krajinné ekologie, Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno.
- Tomášek, M. (2007):** Půdy České republiky. Česká geologická služba, Praha.

- Tomašík, M. (2010):** Pohyb těžkých kovů v environmentu [Bakalářská práce]. [Zlín (CZ)]: Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně. 40 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.
- Tuf, I., Tufová, J. (2008):** Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. Čas. Slez. Muz. Opava (A), 57: 37-44.
- Tuf, I. H., Tvardík, D. (2005):** Heat-extractor – an 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: 191-194.
- Tuf, I. H., Chmelík, V., Machač, O., Šarapatka, B., Čáp, L. (2015):** Effect of water erosion on surface-dwelling invertebrates. Acta Soc. Zool. Bohem. 79: 261-266.
- Voigtländer, K. (2011):** Preferences of common Central European millipedes for different biotope types (Myriapoda, Diplopoda) in Saxony-Anhalt (Germany). International Journal of Myriapodology, 6: 61-83.
- Vopravil, J., Khel, T., Vrabcová, T., Havelková, L., Procházková, E., Novotný, I., Novák, P., Fučík, P., Duffková, R., Jacko, K., Tylová, J., Hodek, T. (2010):** Vliv činnosti člověka na krajinu českého venkova s důrazem na vodní režim a zadržování vody v krajině. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha 5 – Zbraslav.
- Vopravil, J., Khel, T., Havelková L., 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. (a)

- Vopravil, J., Khel, T., Kulířová, P., Havelková L. (2013):** Nové metody hodnocení vodní eroze na VÚMOP, v. v. i.. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha 5 – Zbraslav. (b)
- Wei, Y., Wu, X., Cai, Ch. (2015):** Splash erosion of clay–sand mixtures and its relationship with soil physical properties: The effects of particle size distribution on soil structure. *Catena*, 135: 254-262.
- Weibull, A. Ch., Östman, Ö., Granqvist, A. (2003):** Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1335-1355.
- Yisehak, K., Belay, D., Taye, T., Janssens, G. P. J. (2013):** Impact of soil erosion associated factors on available feed resources for free-ranging cattle at three altitude regions: Measurements and perceptions. *Journal of Arid Environments*, 98: 70-78.
- Zachar, D. (1960):** Erózia pôdy. Vydavateľstvo Slovenskej Akadeie Vied, Bratislava.
- Zhang, L., Wang, J., Bai, Z., Lv, Ch. (2015):** Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*, 128: 44-53.
- Zhang, Q., Liu, D., Cheng, S., Huang, X. (2016):** Combined effects of runoff and soil erodibility on available nitrogen losses from sloping farmland affected by agricultural practices. *Agricultural Water Management*, 176: 1-8.

8. Přílohy

Příloha 1



Výzkumná lokalita Čejkovice 1 (C1)



Výzkumná lokalita Velké Bílovice 2 (B2)



Instalace podzemních návnadových pastí



Odběr podzemních návnadových pastí



Podzemní návnadová past v Tullgrenu



Extrakce bezobratlých z podzemních návnadových pastí za pomoci Tullgrenů



Extrakce živočichů za pomoci Tullgrenů



Průběžná kontrola a doplnění fixačního roztoku do Tullgrenů



Průběžná kontrola Tullgrenů



Extrahování živočichové nacházející se ve spodní části Tullgrenu



Podzemní návnadové pasti



Šedesát podzemních návnadových pastí