

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Role půdní fauny v procesech remediace půd

Bakalářská práce

Autor práce: Lada Hlaváčková

Veřejná správa v zemědělství a krajině

Vedoucí práce: Ing. Jakub Hlava, Ph. D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Role půdní fauny v procesech remediace půd" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 3.5.2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Jakobovi Hlavovi Ph.D. za vstřícný přístup a vedení při zpracování této bakalářské práce. Chtěla bych mu poděkovat i za trpělivost, čas, ochotu a cenné rady, které mi poskytoval.

Role půdní fauny v procesech remediace půd

Souhrn

Bakalářská práce se zabývá možností využití půdních organismů při dekontaminaci půd organickými i anorganickými polutanty. Zabývá se bližším popisem jednotlivých faktorů prostředí, mezi něž patří například půdní vlhkost, půdní vzduch a hodnota pH. Popisuje vliv zástupců půdní fauny na půdní prostředí. Poskytuje bližší pohled na bioindikační vlastnosti a bioremediační vliv vybraných druhů organismů v půdní prostředí.

O významu půdy pro život na Zemi nelze pochybovat. Půda je taxonomicky nejvíce rozmanitým prostředím. K základním funkcím půdy patří produkce potravin a biomasy. Spolu s rozvojem společnosti dochází ke stále většímu znečištění půd a kontaminace půdního prostředí je v současné době jedním z největších environmentálních problémů. V půdách se v důsledku lidské činnosti hromadí těžké kovy a perzistentní organické polutanty jsou vzhledem ke svým vlastnostem řazeny mezi jedny z nejnebezpečnějších látek, které se v životním prostředí vyskytují.

Při bioremediaci se toxické látky v půdě přemění na méně rizikové, nebo netoxické. Edafon propojuje půdu společně s dalšími složkami prostředí, tj. s vodou i ovzduším a rostlinami. Vhodná populace půdních organismů může pozitivně ovlivnit rychlost degradace polutantů v půdě. Svoji činností rozloží toxické látky v půdě na jednoduché anorganické sloučeniny.

Hlavním cílem je snaha využít znalostí vztahů mezi půdními organismy a jejich prostředím; a současně využít jejich bioindikačních a bioremediačních vlastností k odstranění následků lidské činnosti.

Klíčová slova: Degradace půd, remediace půd, toxické látky v životním prostředí, půdní edafon

The role of soil fauna in soil remediation processes

Summary

This bachelor thesis deals with the possibility of using soil organisms for decontamination of soils from organic and inorganic pollutants. It deals with a more detailed description of individual environmental factors, which include soil moisture, soil air and pH reaction. This thesis describes the influence of edaphon representatives on the soil environment. It provides a closer look at the bioindicative properties and bioremediation effect of selected species of organisms living in the soil environment.

The importance of soil for life on Earth cannot be doubted. The soil is taxonomically the most diverse environment on the Earth. The basic functions of the soil include the production of the food and biomass. Along with development of the society, pollution of the soils is increasing. The contamination of the soil is currently one of the biggest environmental problems.

As a result of human activity, there are heavy metals loads in the soils; and persistent organic pollutants are classified as one of the most dangerous substances in the environment.

The main goal is to use the knowledge of the relationship between soil organisms and their environment; and at the same time use their bioindicative and bioremediation potential to eliminate the consequences of human activity.

Keywords: Soil degradation, soil remediation, toxic substances in the environment, soil, edaphon

Obsah

1 Úvod.....	7
2 Cíl práce.....	8
3 Literární rešerše.....	9
3.1 Půda	9
3.1.1 Humus.....	11
3.1.2 Drilosféra	12
3.1.3 Rozklad organických látek v půdě.....	12
3.1.4 Rozkladači	13
3.1.5 Obsah vzduchu v půdě.....	14
3.1.6 Vodní režim půdy.....	15
3.2 Degradace půd	16
3.2.1 Persistentní organické polutanty (POP).....	17
3.2.2 Polutanty a půdní organismy.....	19
3.3 Společenstva půdních živočichů - Edafon	19
3.3.1 Hlístice	21
3.3.2 Vířníci	22
3.3.3 Želvušky	22
3.3.4 Chvostokoci	23
3.3.5 Roupice	23
3.3.6 Žížaly	24
3.4 Sukcese.....	27
3.5 Remediacce půdy.....	28
3.5.1 Hlístice funkce a význam v půdě.....	30
3.5.2 Vířníci funkce a význam v půdě	30
3.5.3 Želvušky funkce a význam v půdě.....	30
3.5.4 Chvostokoci funkce a význam v půdě	30
3.6 Kroužkovci	31
3.6.1 Roupice funkce a význam v půdě	31
3.6.2 Žížaly funkce a význam v půdě.	31
4 Závěr	34
5 Literatura.....	35

1 Úvod

O významu půdy pro zajištění života a bytí na zemi není třeba pochybovat. Těžko si lze představit, že by Země mohla fungovat bez své půdy. Například Organizace spojených národů vyhlásila rok 2015 Mezinárodním dnem půdy.

Půda je taxonomicky nejvíce rozmanitým prostředím na Zemi a skýtá také největší metabolickou rozmanitost. Mezi nejdůležitější faktory prostředí patří potravní (substrátová) nabídka, složení půdního vzduchu, teplota, vlhkost a pH. K základním funkcím půdy patří produkce potravin a biomasy, což zároveň vede k jejímu vyčerpání, degradaci a místy ke značnému znečištění.

Člověk svými činnostmi ovlivňuje chemismus půd. V posledních desetiletích se rozšířilo konvenční intenzivní zemědělství, pro které je typické výrazné navýšení obsahu živin v půdách, zejména fosforu a dusíku v důsledku masivního hnojení. Vlivem nadbytku živin pak dochází k eutrofizaci prostředí a tím i k ovlivnění přirozeného koloběhu živin (Šimek 2019).

Soubor organismů žijících v půdě nazýváme edafon a jeho živočišnou složku zooedafon (Laštůvka 2004). Je to společenství tvořené určitými druhy a populacemi mikroorganismů a živočichů, které je v mnoha interakcích jak půdních organismů mezi sebou, tak rostlinami i s abiotickým prostředím (Šimek 2015). Podílí se na rozkladu organických látek v půdě, tvorbě humusu, ale i dekontaminaci půd. Svou činností zabezpečují koloběh živin v půdě a tím vytváří vhodné podmínky pro život všech půdních organismů. Půdní potravinový pás sestává z velké rozmanitosti organismů lišících se velikostí a funkcí. Patří sem bioty spojené s kořeny, saprotrofy zapojené do rozkladu odumřelých organických látek a řada půdních organismů na vyšších trofických úrovních.

2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce je posouzení možného využití vlivu půdních organismů k bioremediaci půd.

3 Literární rešerše

3.1 Půda

Půda představuje základní složku biosféry, bez které by nemohl fungovat život na naší planetě (Baldock & Skjemstad 2000). Půda je tenká vrstva půdy o mocnosti několika desítek centimetrů až několika metrů. Mohli bychom ji definovat jako povrchovou vrstvu souše, vyvíjející se v důsledku působení půdotvorných faktorů a podmínek. Je schopna zajišťovat životní podmínky organismům v/ná ní. Vzniká a postupně se vyvíjí po velmi dlouhou dobu zvětráváním hornin a minerálů, pochody fyzikálními a chemickými, k nimž se přidává působení organismů a biologických procesů (Elhottová et al. 2015). Šimek (2015) odhaduje, že centimetrová vrstva půdy může vznikat několik století až tisíciletí. Kromě přírodních faktorů a zákonitostí podléhá vývoj půdy také vlivu člověka, a to přinejmenším od doby, kdy lidé začali půdu vědomě užívat pro pěstování rostlin a pro získávání potravy, rostlinných vláken a dřeva. Kromě minerálních částic a organické hmoty tvoří neživou část půdy voda a vzduch. V běžné půdě připadá na vodu a vzduch, které vyplňují půdní póry, kolem poloviny objemu (Blanchart 1999). Jedním z hlavních faktorů, jež ovlivňují tvorbu, velikost a další vlastnosti pórů je aktivita půdních organismů. Strukturu půdy ovlivňují organismy zejména hloubením chodeb a rostliny růstem kořenů (Blanchart 1999).

Půdní úrodnost, jakožto základní schopnost půdy poskytovat rostlinám optimální podmínky pro jejich růst a vývoj, má nezanedbatelný vliv na produkci kvalitních potravin a nezávadné pitné vody. Půdní úrodnost je dynamická vlastnost, která je vlivem lidské činnosti poměrně ovlivnitelná. Pokud se o půdu nebudeme aktivně starat, hrozí nám nebezpečí snížení produkce potravin, půdní eroze nebo znečištění povrchových a podzemních zdrojů pitné vody (Baldock & Skjemstad 2000). Na půdní úrodnost i celkový vývoj půd zejména v obydlených oblastech má lidský faktor zásadní dopad.

Empirické studie (Kardol et al. 2018) stále více dokazují, že potravinové sítě v půdě hrají klíčovou roli ve fungování suchozemských ekosystémů. Půdní potravinové sítě ovlivňují cyklování uhlíku a cyklování živin. Mohou podporovat zadržování dusíku v půdním systému buď přímo prostřednictvím sekvestrace v jejich živé nebo mrtvé biomase nebo nepřímo prostřednictvím změn v chemii půdy nebo struktuře, čímž zabraňují ztrátě dusíku vyluhováním a denitrifikací. Díky struktuře sítě a propojitelnosti potravinových sítí v půdě mohou změnit rychlost těchto důležitých ekosystémových procesů (Kardol 2018).

Změny ve složení potravy v půdě mají důležité důsledky pro fungování ekosystému. Trofické hladiny se skládají z organismů, které zauímají stejnou hladinu v potravinovém řetězci. Každá z těchto trofických úrovní může být složena z velké taxonomické a funkční rozmanitosti organismů (Kardol 2018).

Prostorová heterogenita společenstva půdních organismů souvisí s prostorovou heterogenitou půdy rozvrstvené do půdních horizontů nebo jiných vrstev a obsahující nepřeborné množství mikro-, mezo- a makroprostředí s rozmanitými kombinacemi faktorů. Podle Šimka (2004) mají fyzikálně chemické faktory (vlhkost, teplota, pH, živiny zdroje C atd.)

vliv nejen na výskyt, abundanci, biomasu a diverzitu organismů, ale i na jejich metabolismus a tím i průběh biologických procesů v půdě.

Půda bývá rozdělena do více, nebo méně barevně či strukturně odlišných horizontálních vrstev. Různé způsoby využití půdy znamenají i různou míru plnění jednotlivých funkcí.

Podle Šimka mezi funkce, které zajišťuje, patří:

- zabezpečení růstu rostlin, regulaci biotických procesů včetně zásobování rostlin minerálními živinami a vodou
- půda jako porézní systém přispívá k vodní a tepelné rovnováze atmosféry
- zadržuje a redistribuuje vodu
- půda plní specifickou ochrannou funkci

Prostorové uspořádání půdy ve většině půd podléhá určitým zákonitostem. V důsledku působení půdotvorných činitelů se v průběhu vývoje půdy vytvářejí horizonty, vrstvy podle horizontálního uspořádání půdních částic. U značné části půd se kumuluje organická hmota v povrchových vrstvách, zatímco ve spodních horizontech je obsah organické hmoty mnohem nižší. Půdní organismy jsou tedy do velké míry závislé na půdní struktuře (Šimek 2019).

Půdní strukturu ovlivňují podle Vavříčka (2015) i stromy. Jednak zvýšeným vstupem organických látek do půdy spolu s opadem a jednak svým kořenovým systémem, který zasahuje do daleko větších hloubek půdního profilu než zemědělské plodiny. Obecně je opad listnáčů kvalitnější než opad jehličnatých stromů a během dekompozice se z něj uvolňuje více živin (Vavříček 2015). Dřeviny limitují zhutnění půdy, vylepšují bilanci živin, zvyšují půdní respiraci a průměr půdních agregátů a tím i odolnost proti erozi. V zástině stromů je také jiný světelný, vodní a tepelný režim. Zástin eliminuje extrémny a zvyšuje vlhkost vzduchu i půdy, což je pro rozvoj mikroorganismů příznivé. Spolu se snižující se vzdáleností od stromu se zvyšuje počet mikroorganismů včetně početnosti žížal (Šimek 2015). Půdní živočichové reagují na teplotní změny primárně vertikálními migracemi, přičemž preferují zpravidla chladnější a stálější teploty. Mají druhově specifickou optimální teplotu růstu i minimální růstovou teplotu. Existují optimální teploty, k nimž se snaží mikroorganismy migrovat, nejrychleji při nich rostou nebo se při nich nejlépe množí. Organismy se často dokážou přizpůsobit relativně kratším změnám teplotních podmínek po nějaké době aklimatizace dočasnými fyziologickými adaptacemi, jejichž výsledek se geneticky nepředává dalším generacím, i když schopnost je provádět je také dědičným výsledkem evoluce (Šimek 2019). Podle Delingera (2010) je nízká teplota významným environmentálním omezením, které ovlivňuje geografické rozložení a vzorce sezónní aktivity edafonu. Značnou část živočichů proto můžeme zastihnout v aktivním stavu i v zimním období pod sněhem při teplotách kolem bodu mrazu (Denllinger 2010).

Vlivy člověka na utváření půdy je možné podle Šimka (2019) rozdělit na přímé a nepřímé.

- 1) přímá ovlivnění zahrnují činnosti spojené s lesnictvím, a především se zemědělstvím, kdy dochází ke kultivaci půdy, přidáváním hnojiv a aplikací dalších látek do půdy.

- 2) nepřímé vlivy nesouvisejí s hospodařením na půdě, ale s činností člověka, která svými dopady na půdu také působí. Příkladem mohou být průmyslové imise, regulace vodních toků, krajinné úpravy a další.

Kromě neživých složek obsahuje půda i půdní organismy. Systém půdních pórů vyplněných půdním vzduchem nebo půdní vodou poskytuje organismům prostor pro život a zajišťuje vertikální i horizontální transport látek a organismů půdním profilem. Takovýto systém nazýváme porosférou (Šimek 2019). Bez organismů půda přestává být půdou a stává se pouhým neživým substrátem. Další složkou půdy je organická hmota, která je tvořena rostlinnými a živočišnými zbytky a odumřelými buňkami mikroorganismů, které jsou v různém stadiu rozkladu a přeměňovány na nové látky. Část organické hmoty v půdě, která prošla procesy přeměn zahrnujících rozkladné i syntetické procesy, se nazývá humus (Eremin 2016). Humusové látky napomáhají tvorbě agregátů minerálních částic, jsou zdrojem energie, ale i zásobárnou živin pro rostliny i mikroorganismy. Významně ovlivňují vodní režim v půdě (Šimek 2004).

3.1.1 Humus

Humus je vytvářen odumřelými organickými látkami rostlinného i živočišného původu. Jeho části mají různou kvalitu a vlastnosti. Pro určení formy nadložního humusu je rozhodující charakter jednotlivých horizontů humusového profilu.

Podle Němečka (2004) je humus tvořen třemi částmi:

- 1) mor – tvoří se v nepříznivých podmínkách pro rozklad a transformaci humusu. Převážně v kyselých, nebo minerálně chudých půdách v chladném a vlhkém klimatu. K tvorbě moru přispívá kyselý opad jehličí a hromadění odumřelých částí acidofilních druhů rostlin přízemní vegetace. Na rozkladu organické hmoty se v rozhodující míře podílejí houby a plísňe. Činnost zooedafonu je v moru značně omezená, většinou se vyskytují jen roztoči a chvostoskoci. Nedochází v něm k intenzivnějšímu prohumóznění svrchní části minerální půdy.
- 2) morder – zaujímá přechodné postavení mezi morem a mulem. Moru je podobný akumulací částečně až dobře humifikovaného organického materiálu na povrchu půdy. Mulu je podobný vyšší aktivitou půdní fauny a dominantní zoogenní dekompozicí v horizontu drti. Tento horizont je většinou dobře vyvinutý a je tvořen částečně rozloženými rostlinnými zbytky, které mají nesoudržnou až kyprou strukturu. Hojnější jsou členovci, žížaly se vyskytují jen ojediněle. Není ostře oddělen od horizontu A.
- 3) mul – vzniká za velmi příznivých podmínek pro rozklad a transformaci organických zbytků. Tvoří se pod listnatými nebo smíšenými porosty, hlavně v mírném až teplém klimatu, na půdách dobře zásobených živinami, propustných, na povrchu vlhkých, někdy i přechodně zamokřených. Mul je charakteristický dobře vyvinutým humózním horizontem A. Důsledkem velmi intenzivní činnosti zooedafonu, bakterií a aktinomyct

je rychlý rozklad organické hmoty, takže v určitém období může humózní horizont A vystupovat až na povrch (Němeček 2004).

Minerální látky uvolňované při rozkladu organických látek jsou využívány organismy a rostlinami jako živiny. Adsorbují na půdních koloidech, odkud mohou být později opět uvolněny a využity jako živiny. Mohou také vytvořit nerozpustné minerální sloučeniny a některé se z půd vyplavují. Pro optimální průběh humifikace je třeba střídání aerobních a anaerobních podmínek, a příznivé chemické prostředí. Finálním produktem rozkladu a resyntézy látek v půdě je humus (Šimek 2019).

3.1.2 Drilosféra

Jednou ze základních funkčních domén půdy je drilosféra. Tato vrstva půdy je pod přímým vlivem žížal (Šimek 2019). Žížaly jsou v současnosti považovány za ekosystémové inženýry, neboť mohou svou aktivitou zcela přebudovat prostředí, ve kterém žijí (Li 2002; Pižl 2002; Jongmans 2003). Drilosféra je tenká vrstvička 2 mm půdy kolem chodeb žížal (Bouché 1975). V současné době však jako drilosféru označujeme veškerou půdu ovlivněnou aktivitou žížal. Podle Hortona (2017) drilosféra zahrnuje:

- biogenní struktury vytvářené žížalami (chodby, exkrementy ukládané na povrch půdy i do chodeb, tzv. middens – směs relativně málo rozložených organických zbytků a exkrementů žížal nahromaděná při ústí chodeb anektických žížal, jakož i komůrky budované anektickými a endogenickými žížalami při přechodu do klidových stádií
- povrch těl žížal přicházejících do styku s půdou
- prostředí uvnitř trávicího traktu žížal, včetně populací mikroorganismů a půdní mikro-, mezo-, a makrofauny, kteří v něm vstupují do nejrůznějších specifických interakcí.

Vliv drilosféry na struktury a procesy v ekosystému dále závisí na velikosti společenstva žížal, a především na jeho struktuře, neboť drilosféry tvořené různými funkčními skupinami žížal mají různé vlastnosti (Šimek 2019).

3.1.3 Rozklad organických látek v půdě

Jestliže se do půdy dostane větší množství rostlinné biomasy, mikroorganismy ji rychle osídlí a využívají ji jako zdroj energie, uhlíku, dusíku a dalších prvků. Rozkládají nejprve nejsnadněji degradovatelné organické látky. Pravděpodobně téměř současně probíhají i rozkladné pochody i hůře degradovatelných látek, avšak mnohem pomaleji. Současně se rozkládá i organická hmota, která má poměrně vysoký obsah živin (Šimek 2015). Hlavní přísun živin do půdy představuje odumřelá organická hmota rostlinného původu, která je bohatá na relativně těžko rozložitelné polymery, jako jsou celulóza a lignin. Rozkladných procesů se účastní všechny skupiny organismů a způsobují tak neustálé přeměny energie. Rozklad polymerů je

považován za klíčový krok koloběhu živin a jeho rychlost je limitujícím faktorem rozkladu (Šimek 2019).

Důležitou součástí metabolické výbavy mikroorganismů jsou extracelulární enzymy, za jejichž pomoci jsou schopné rozložit téměř jakoukoliv organickou molekulu. Téměř nerozložitelné jsou ale polymery, které jsou podstatou umělých plastů (Šimek 2019). Za obtížně rozložitelný materiál je považována pyrogenní organická hmota zformovaná při vysokých teplotách. Rychlost a průběh rozkladu nejrůznějších organických polutantů jsou důležité při bioremediaci půdy. Za příznivých podmínek proběhne rozklad odumřelé biomasy až na oxid uhličitý (Huang 2011; Gaur 2018).

3.1.4 Rozkladači

Půdní organismy svou neustálou činností zabezpečují rozkladné a syntetické a dekontaminační procesy v půdním prostředí. Různé půdní organismy a jejich skupiny se podstatně liší tím, v jakém rozsahu faktorů prostředí přežívají. Říkáme tomu ekologická valence organismu (Šimek 2015). Všechny formy detritu jsou zdrojem živin a energie pro půdní rozkladače, jež tvoří detritová rozkladná společenstva. Význam jednotlivých skupin organismů, mezi které patří živočichové, rostliny a mikroorganismy, ale i jednotlivých populací nejrůznějších organismů je ovšem v každé půdě a v každém čase jiný. Za hlavní rozkladače se považují heterotrofní mikroorganismy (Adl 2003; Paul 2013). Organismy autotrofní syntetizují organické látky z minerálních, zatím co heterotrofní organismy využívají uhlík z hotových organických látek (Kozák 2002). Nezanedbatelný je také podíl rozkladných enzymů odumřelých organismů (Šimek 2019). Rozkladné organismy živící se neživou hmotou jsou obecně nazývány saprotrofními organismy (Adl 2003). Tento termín naznačuje, že potrava rozkladačů, tedy neživá organická hmota, je již ve fázi rozkladu. Používají se i termíny detritivorní a saprofágní, které specifikují způsob příjmu potravy, na niž se organismy specializují a jsou spíše spojovány s rozkladnými živočišnými společenstvy (Adl 2003). Během rozkladu se uvolňují a zpřístupňují živiny pro mikroorganismy a rostliny, současně se podporuje růst a biodiverzita společenstev půdních organismů a detrit je v půdě postupně transformován do podoby humusových látek, které se stávají součástí stabilnější půdní organické hmoty (Paul 2013).

Základním principem interakcí je co nejsnazší zpřístupnění živin a energie z detritu pro vlastní růstové potřeby, popřípadě potřeby nové generace. Důležité je tedy chemické složení detritu (Šimek 2019). Pokud chemické složení detritu umožňuje nekomplikovaný rozklad, je o takový zdroj snadno dosažitelných živin a energie mezi organismy velký zájem a vztahy se pak vyvíjejí směrem ke konkurenčním strategiím. Úplný rozklad odumřelé biomasy je velmi obtížný, a proto musí společenstva při rozkladných procesech úzce spolupracovat (Jongmans 2003). Během rozkladu se na něm vystřídají a vzájemně se doplňují desítky až stovky populací organismů. Specializované rozkladné mikroorganismy se stávají součástí zažívacího traktu živočichů, získávají tak stálý přísun potravy ve stabilním prostředí, a často se mezi nimi vytváří složitá síť potravních vztahů (Adl 2003). K typickým změnám, ke kterým dochází během

rozkladu detritu, patří zmenšení velikosti fragmentů detritu (Joschko et al. 1989). Organická hmota se přesouvá z povrchu do hlubších vrstev půdy (Joschko et al. 1989) a postupně se snižuje poměr C:N (Fatima et al. 2021). Dalším změny pozorujeme u velkých molekul organických látek, které se během rozkladu a jejich částečnou degradací zmenšují (Joschko et al. 1989). Podíl bakteriálního vůči houbovému společenstvu postupně narůstá a část původní organické hmoty je nakonec mineralizována na nejjednodušší sloučeniny (Zhang et al. 2011).

Následující kapitoly stručně popisují hlavní zástupce edafonu, kteří ovlivňují půdní prostředí.

3.1.5 Obsah vzduchu v půdě

V půdních pórech nalezneme nejen vodu, ale i plynné sloučeniny, které se komplexně označují za půdní vzduch. Vavříček (2015) uvádí, že póry vyplněné vodou nebo vzduchem tvoří přibližně polovinu objemu půdy. V půdě nejsou póry vodou vyplněny „odspodu nahoru“, podle pohybu hladiny podzemní vody, ale nepravidelně v závislosti na velikosti pórů a tím na sacím tlaku, s jakým je voda zadržována v pórech dané velikosti. Stejně tak jsou póry vyplněné vzduchem v půdě rozmístěny více méně rovnoměrně (Vavříček 2015). Povrchové vrstvy obsahují cca 18-20 % kyslíku, avšak obsah kyslíku se liší v závislosti na konkrétních půdních typech. Malá vzdušnost způsobená zaplavením půdy vodou (snížením objemu pórů vyplněných vzduchem) nebo zhutněním půdy či poškozením její struktury pojezdy, nebo jinými vlivy (snížením celkové pórovitosti) může silně inhibovat růst rostlin a zásadně ovlivnit mikrobiální procesy přeměň látek v půdě (Šimek 2015).

Podle Šimka (2019) je obsah vzduchu v půdě významný z několika důvodů:

- určuje zásobu kyslíku pro respirující organismy
- ovlivňuje výměnu plynů mezi půdou a atmosférou
- ovlivňuje koncentraci jednotlivých plynů v půdě včetně plyných metabolitů,
- které mohou působit nepříznivě na půdní organismy i kořeny rostlin

Vzduch v půdě je buď volně pohyblivý, nebo vázaný na plynnou či kapalnou fázi. Je poután volně žijícími i symbiotickými organismy. Pohybuje se hlavně difuzně v závislosti na teplotních gradientech, proudící vodě a změnách atmosférického tlaku. Nejdůležitějším transportním artiklem je samozřejmě kyslík a vodní pára (Voerfel 1999). V půdách suchých habitatů může být právě vodní pára transportovaná porosférou velmi důležitá pro přežívání půdní bioty (Voerfel 1999).

V půdě dochází ke změně poměru aerobních a anaerobních mikroorganismů ve prospěch anaerobů, kteří kyslík nevyužívají (Šimek 2019). Biotické a v menší míře i abiotické procesy probíhající v půdě v určitém čase mají zásadní vliv na složení půdního vzduchu. V závislosti na zrnitostním složení půdy se liší obsah půdního vzduchu v jednotlivých půdních druzích, například lehké písčité půdy obsahují více půdního vzduchu než těžké jílovité půdy (Vavříček 2015).

Nejvýrazněji ovlivňuje složení půdního vzduchu respirace. Respirací se spotřebovává kyslík a produkuje jako konečný metabolit oxid uhličitý. Mikrobiální respirace v půdě je ovlivňována řadou faktorů: vlhkostí, teplotou, množstvím a druhem rozkládaných organických látek, obsahem kyslíku v půdě, pH, hnojivy, pesticidy a další (Vicena et al. 2014).

Půdní organismy se formálně dělí podle vztahu ke kyslíku na aerobní a anaerobní, i když mnoho organismů primárně aerobních dokáže v rámci metabolických adaptací využívat do jisté míry i anaerobní strategie. V závislosti na změnách abiotických podmínek, jako jsou vlhkost a teplota, či na nabídce organických substrátů mohou aerobní organismy svojí intenzivní ostrůvkovitou metabolickou aktivitou v půdě vytvářet výrazné gradienty koncentrace kyslíku, nebo zcela anaerobní mikroprostředí (Adl 2003). V prostředí, kde je vyčerpán kyslík i další akceptory elektronů, probíhá metanogeneze jako krajní možnost v extrémních redoxních podmínkách jak rozkládat organickou hmotu a získat energii. Metanogeneze zpravidla navazuje na fermentační pochody, při nichž se v prostředí hromadí nedokonale rozložené organické molekuly, které jsou fermentujícími mikroorganismy již nevyužitelné. Vzniklý metan zpravidla uniká do atmosféry nebo do provzdušněných vrstev půdy a zde může být aerobním prostředím oxidován na CO₂. Tím se dokončuje rozklad organické hmoty a CO₂, který se navrácí do atmosféry, odkud byl v minulosti odčerpán fotosyntézou (Šimek 2015).

3.1.6 Vodní režim půdy

Voda má vztah k půdotvorným procesům a k vegetaci. Je hybnou silou všech pochodů a podmínkou vzniku půdy a života v ní (Kozák 2002). Pohyb vody v půdě se uskuteční, pokud existuje rozdíl potenciálu půdní vody v různých částech půdy. Pohybuje se z míst s nižším potenciálem do míst s vyšším potenciálem (Kozák 2002). Primárním zdrojem půdní vody jsou srážky. Dlouhodobé vlhkostní poměry v půdě i převažující směr pohybu vody v půdě je ovlivněn klimatickými podmínkami zejména poměrem srážek jako hlavního zdroje vody v půdě a výparu jako nejvýznamnější cesty ztráty vody z půdy (Burges; Raw 1967). Lehčí půda s vyšším obsahem písčitých částic nebo půda s vyšším obsahem organické hmoty je pro vodu propustnější, než těžká půda, přítomnost vegetace usnadňuje vsakování vody, rovinný terén podporuje větší však než svažité terén (Šimek 2019). Rychlost pohybu vody v půdě však závisí také na vlhkosti půdy. Podle množství vody v půdě se proto rozlišuje nasycené a nenasycené proudění vody. K nasycenému dochází, když jsou všechny póry zcela zaplněny vodou, zatímco k nenasycenému proudění dochází v půdě ne zcela nasycené vodou (Šimek 2019). Abiotické faktory (vlhkost a teplota) výrazně ovlivňují životnost půdních organismů. Rostoucí globální atmosférická teplota může mít za následek deprivaci vlhkosti povrchové půdy, což nepříznivě ovlivňuje hlavní skupiny bioty (Mishra 2020). V suchu dochází k dehydrataci bakteriálních buněk, jež rychle snižují metabolickou aktivitu a některé hynou. Vlhkost půdy stimuluje půdní mikrobiální aktivity, které jsou v suchu omezeny, nebo vyloučeny. Změny vlhkosti nepřímo vyvolávají i změny rychlosti difuze plynů v půdě. V zaplavených půdách vede omezení difuze kyslíku do půdy k vytvoření anaerobních podmínek, kdy mikrobiální organismy přechází

k anaerobnímu metabolismu (Šimek 2015). Závislost organismů na půdní vlhkosti se liší. Zvýšenou odolnost k vysychání mají spíše povrchové druhy, které se v půdě vyskytují jen dočasně (Elhottová et al. 2015). Adaptační strategie zahrnují migraci, většinou vertikální, ale i horizontální, podmíněnou senzory vnímáním vlhkosti. Nejdůležitějším je pro fyziologické procesy v půdě koncentrace kyslíku v půdním vzduchu. Podle Pižla (2015) jsou pro vlhkost půdy klíčové žížaly. Jejich chodby slouží mimo jiné pro svod vody. Průsak do půdy zvyšují dvakrát až třikrát. Kroužkovci přestávají být při suchu aktivní a jejich vliv mizí. Na to aby se jejich aktivita obnovila, je ideální delší období dešťů. Bouřky a přívalové deště situaci nepomáhají. Spadne-li příliš vody naráz, ale půda ji není schopná vsáknout, odteče a ze špatně obhospodařené země může s sebou navíc odnést i svrchní vrstvu (Pižl 2015).

3.2 Degradace půd

Organické látky vstupující do půdy mají různý původ a různou formu. Podle původu je můžeme dělit na rostlinné, živočišné, mikrobiální a antropogenní v případě spadů xenobiotických látek (Šimek 2019). Z hlediska rozložitelnosti, a tedy dostupnosti pro organismy dělíme látky v půdě na relativně dostupné - labilní, hůře dostupné – reklacitrantní a látky téměř nerozložitelné - inertní (Šimek 2019).

Degradace půdy je opakem atributů „kvalita půdy“, nebo „zdraví půdy“, v tom smyslu, že degradovaná půda nemůže být kvalitní či zdravá a nemůže zabezpečovat všechny požadované funkce. K degradaci půd dochází pouze tehdy, jsou-li znečišťující látky rozpuštěny v půdním roztoku, kterým následně vstupují do mikrobiálních buněk. Znečišťující látky, které jsou méně rozpustné ve vodě, jsou tedy víceméně neodbouratelné (Meuser 2012).

Za hlavního znečišťovatele půdy je možné označit těžbu a zpracování produktů těžby. V mnoha zemích vznikla těžba ve velkém měřítku a měla zásadní vliv na rozsáhlé znečištění půdy (Chen 2021). Ještě větší byl dopad technologického vývoje, ke kterému došlo hlavně během druhé poloviny roku 2006. Tento vývoj byl charakterizován zvýšením emisí znečišťujících látek do životního prostředí. Zvýšilo se například ve velkém měřítku používání hnojiv, rozšiřování průmyslové výroby, využívání fosilních paliv. Nebyla to jen hromadná produkce kontaminantů, která se významně rozšířila. Byl to také enormní nárůst různých typů chemických sloučenin, které byly vyrobeny pro veřejné nebo průmyslové použití, případně jako vedlejší produkt (Robidoux 2002; Kanzari 2014).

Fyzikální degradace půdy zahrnuje hutnění, způsobené zejména zemědělskými stroji, erozi – přirozenou i indukovanou např. odlesňováním či špatnou zemědělskou praxí (velké rozlohy nedělených polí, orbou po spádnici, špatným výběrem plodin či nadměrnou pastvou (Vopravil 2015).

Biologická degradace půdy představuje zejména snížení biomasy kořenů rostlin, včetně snížení jejich druhového zastoupení s návazností na další snížení oživení půdy organismy na dalších trofických úrovních – zejména v uměle vytvořených monokulturách (Dupont 2010).

Chemická degradace půdy zahrnuje všechny mechanismy poškozující některou z chemických vlastností půdy. Například změny pH, změny koncentrace solí v půdním roztoku a v půdě, kontaminace a znečištění půd polutanty, změny v kvalitě i množství organické hmoty (Šimek 2019).

Vyčerpání živin je nejrozšířenějším mechanismem chemické degradace půd. Může být způsobené jednak přirozenými procesy (zejména vyplavováním iontů do spodních vrstev půdy a následně do vod), jednak pěstováním plodin a tím odčerpáváním živin z půdy. Ztrátu živin lze jednoduše napravit hnojením. Jedním z nich jsou nejrůznější agrochemikálie, zejména průmyslová hnojiva, pesticidy a organická hnojiva. Organická hnojiva obsahují kromě živin nejrůznější organické látky, které se podílejí na vzniku humusu a příznivě ovlivňují vytváření půdních agregátů, pufovací schopnost půd sorpční a výměnné procesy, vzdušný a vodní režim, detoxikaci škodlivých a toxických látek atd (Jansson 1960; Eremin 2016). Další organická hnojiva zahrnují například takzvané zelné hojení. Jde o využití biomasy vhodných plodin, které se nesklidí, ale zapraví do půdy.

Příčinou výrazných změn v chemismu půdy je acidifikace, kdy průmyslové sloučeniny síry způsobují extrémní okyselování prostředí v rozsáhlých oblastech (Blake 1999). Podle mnoha studií (Hruška 2002; Lauber 2009) je jedním z nejvýznamnějších parametrů prostředí, který zásadně ovlivňuje jak složení, tak aktivity půdního mikrobiálního společenstva, hodnota pH. Kromě toho pH půdy vysvětluje významnou část variability spojené s pozorovanými změnami ve fylogenetické struktuře v každé dominantní linii. S pH půdy souvisí nejen celková fylogenetická diverzita bakteriálních komunit, ale i s maximální diverzitou v půdách s téměř neutrálním pH (Lauber 2009). Společně tyto výsledky naznačují, že struktura půdních bakteriálních komunit je do určité míry předvídatelná ve větších prostorových měřítkách a účinek pH půdy na jejich složení je i při relativně hrubých úrovních taxonomického rozlišení (Lauber 2009). Mikroorganismy nejsou většinou tolerantní k extrémnímu pH, existuje u nich druhově specifické vitální rozpětí, které má vztah k typu jejich metabolismu a často ovlivňuje složení jejich metabolických produktů. Optimální pH ovlivňují například i koncentrace solí. Živočichové s relativně propustným povrchem těla, jako jsou žížaly, mohou na aciditu půdy reagovat citlivěji (Šimek 2019). Změna pH, tedy alkalizace a acidifikace půd, je podle Šimka (2019) závažným typem chemické degradace půd, neboť tyto změny v půdním prostředí nelze jednoduše korigovat jako např. nedostatek živin

3.2.1 Persistentní organické polutanty (POP)

Perzistentní organické polutanty jsou všudypřítomné kontaminanty životního prostředí, které jsou v životním prostředí téměř nerozložitelné. Zahrnují například polychlorované bifenyly, chlorady, polychlorované dibenzofurany, polychlorované dibenzodioxiny a další nebezpečné toxické látky (Johnson 2013).

Perzistentní organické polutanty jsou organické látky, které podle Holoubka (2011):

- vykazují toxické vlastnosti
- jsou persistentní

- se bioakumulují
- u nichž dochází k dálkovému přenosu v ovzduší přesahujícím hranice států a k depozicím
- u nichž je pravděpodobný významný škodlivý vliv na lidské zdraví nebo škodlivé účinky na životní prostředí

Persistence je schopnost látky zůstat v prostředí po dlouhou dobu beze změny. Persistentní látky jsou odolné vůči chemickému, fotochemickému, termickému i biochemickému rozkladu. To umožňuje jejich koloběh v prostředí a kumulaci v půdách, sedimentech i živých organismech (Holoubek 2011; Kwak 2019). Persistence těchto látek je zodpovědná za jejich schopnost bioakumulace a ve výsledku i možný vliv na lidské zdraví a fungování ekosystémů (Kaushal 2021).

Bioakumulace (hromadění v živých organismech) je proces, během kterého živé organismy mohou zachytávat a koncentrovat chemické látky buď přímo z okolního prostředí, ve kterém žijí, nebo nepřímo z potravy (Holoubek 2011).

Dálkový přenos je potenciál látky cestovat od původního zdroje do oblastí vzdálených stovky až tisíce kilometrů, kde se nikdy nevyráběly a nepoužívaly (Holoubek 2011).

Některé látky, které vstupují do půdy, mohou zabránit životním projevům vybraných skupin organismů. Tyto látky, které ovlivňují biologii a ekologii označujeme jako látky s bio – inhibičním účinkem (Šimek 2019). Můžeme je rozdělit podle jejich účinku na organismus na biocidní (smrtící) a biostatické (zastavující růst). Do půdy se LBI dostávají přímo jako rezidua pesticidů (herbicidy, insekticidy, fugicidy a jiné) nebo veterinárních léčiv a přípravků (zejména antibiotika a antiparazitika) formou trusu hospodářských zvířat na pastvě. LBI do půdy vstupují také sekundárně jako kontaminanty při využívání statkových hnojiv pocházejících z živočišné velkovýroby, organických odpadů, nebo při využívání odpadní vody k závlaze pěstovaných plodin (Šimek 2019). POP se poměrně silně váží na půdní organickou hmotu, a to tím více, čím je půda bohatší na humus (Holoubek 2011). Poločas života v půdě se v případě některých pesticidů pohybuje mezi roky až desítkami let (Holoubek 2011).

Závažnými polutanty mohou být také tzv. těžké kovy. Bez ohledu na specifickou hmotnost se zdůrazňuje jejich možné škodlivé působení na organismy a prostředí (Kwak 2019; Wu 2020). U mnoha z nich byla prokázána akutní nebo chronická toxicita a mohou mít i karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky (Trierová 2018). Těžké kovy jsou normální složkou hornin a minerálů, a proto se běžně vyskytují v půdě, vodě, sedimentech, atmosféře i v organismech. Lidskou aktivitou se však jejich obsah mění, na některých místech se zvyšuje a pak dochází ke znečištění těžkými kovy. Mezi hlavní antropogenní zdroje těžkých kovů v prostředí patří těžba a zpracování rud, zemědělská činnost, spalování fosilních paliv, odpadní vody a kaly, skládky odpadů, ale i chemický průmysl a jeho výrobky. Relativně mnoho těžkých kovů se nachází ve fosilních palivech (Cimbolakova 2020; Chen 2021).

3.2.2 Polutanty a půdní organismy

Příjem polutantů půdními organismy závisí na třech skupinách faktorů. Jsou to vlastnosti půdy, vlastnosti látky – polutantu a vlastnosti daného organismu. Bylo například prokázáno, že žížaly přijímají organické polutanty především z kapalné fáze půdy (Miyazaki 2002). Příjem chemické látky žížalami je ovlivněn především půdními vlastnostmi, které určují rozptýlení látky v půdě a proporcionální zastoupení v její kapalné a pevné fázi. Některé skupiny živočichů (například žížaly, stejnonožci, pavoukovci) hromadí v tkáních mnohem více těžkých kovů než jiné skupiny (Neuhauser 1995). Mnohé z těchto látek mohou poškozovat vnitřní orgány (játra, ledviny, žaludek), mohou porušovat imunitní, nervový a dýchací systém, působí na hladiny jaterních enzymů, způsobují reprodukční poruchy (například poškození plodu, jeho sníženou hmotnost, spontánní potraty) a narušují hormonální rovnováhu (Holoubek 2001).

3.3 Společenstva půdních živočichů - Edafon

Šimek (2015) charakterizoval život v půdě takto:

„V půdě žije a doslova pro nás pracuje „neviditelný tým“ fascinujících organismů, jejichž schopnosti v mnoha směrech předčí naši nejbujnější fantazii. Většina z nich zůstává našemu zraku skryta zejména pro své nepatrné rozměry. Souhrnně nazýváme všechny organismy, které v půdě žijí, a to bez ohledu na to, zda v půdě žijí trvale, nebo dočasně, edafon“.

V půdě kromě její nejsvrchnější vrstvy neprobíhá fotosyntéza a většina půdních organismů tvoří články dekompozičních trofických řetězců (Laštůvka 2004). Půdní biota představuje 25 % celosvětové biologické rozmanitosti a je základem široké škály ekosystémových služeb (George 2020). Půdní organismy vytvářejí z půdy unikátní přírodní dynamický systém obdařený charakteristickými vlastnostmi a schopností zabezpečovat růst a vývoj rostlin. Půdní mikroorganismy v interakcích s půdními živočichy zabezpečují rozkladné a syntetické procesy, procesy přeměn jednotlivých prvků a živin, a tím způsobují nepřetržitý tok látek a energie půdou (Wu 2020).

Tyto skupiny mikroorganismů v půdě hrají významnou roli zejména při tvorbě půdní úrodnosti. Mezi ty nejdůležitější úkoly patří mineralizace, což je štěpení složitých organických látek (bílkoviny, polymerní látky aj.) na jednodušší sloučeniny až na ionty, které jsou využitelné ostatními organismy a rostlinami (Šimek 2015). Bez této činnosti by se v půdě a na jejím povrchu hromadila organická hmota a živiny v ní imobilizované by nemohly být využívány ostatními součástmi živé půdy.

Půdní organismy jsou společenstvem velmi heterogenním ve smyslu prostorových i časových měřítek (Šimek 2019). Prostorová heterogenita společenstva půdních organismů souvisí s prostorovou heterogenitou půdy. Organismy jsou rozvrstvené do půdních horizontů nebo jiných vrstev obsahujících nepřeberné množství mikro-, mezo- a makroprostředí s rozmanitými kombinacemi faktorů.

Zástupce zoedafonu nejčastěji rozdělujeme podle velikosti jedinců, nebo podle vazby k půdnímu prostředí. Jedince žijící na povrchu půdy označujeme jako epigeické, druhy

vyskytující se pod zemí jako endogenické (Pižl 2002; Laštůvka 2004). Život v půdě je nejvíce ovlivňován vlhkostí, provzdušněním, dostupností živin a nedostatkem světla. Rozmístění organismů v půdě není nahodilé, je určováno především rozmístěním zdroje živin a vlastními možnostmi pohybu v půdním prostředí (Šimek 2019). Půdní organismy zahrnují nejrůznější formy a stupně organizace, od virů a bakterií, mikromycet sinic a řas, přes prvoky a nižší živočichy až po drobné obratlovce. Půdní mikroorganismy v interakcích s půdními živočichy zabezpečují nepřetržitý tok látek a energie půdou (Wu 2020). Organismy se vyvíjejí, rostou, rozmnožují a odumírají. Mrtvá biomasa je pak podrobena rozkladu a dalším přeměnám, které vedou ke vzniku humusových látek. Zástupci zooedafonu rozměňují a rozrušují organické částice, provzdušňují a převrstvují půdu a podílejí se na tvorbě humusu. Postupné přibývání humusu ve vznikající půdě urychluje další půdotvorné procesy, a tímto mechanismem organismy zcela zásadně přispívají ke vzniku, vývoji a úrodnosti půd (Šimek 2019).

Zooedafon, který zahrnuje býložravce, masožravce i saprofágy, postupně připravuje organickou hmotu pro konečnou dekompozici prováděnou mikroorganismy. Živočichové zprostředkovávají transport částic, živin, vody i jiných organismů na povrchu i uvnitř svých těl (Brady 1999). V průběhu svého života přemísťují a polykají minerální částice a organickou hmotu. Tyto částice se v jejich trávicím traktu rozpadají, promíchávají a následně flokulují. V produkovaných exkrementech nalezneme vytvořené agregáty, které někdy tvoří až 60 % povrchové půdy (Brady 1999).

Wallwork (1970) rozlišuje několik skupin půdních živočichů, které charakterizuje takto:

- permanentní živočichové, kteří žijí v půdě během celého životního cyklu, a můžeme je považovat za pravé půdní živočichy (chvostoskoci, roupice, žížaly)
- periodičtí půdní živočichové, kteří v dospělosti půdu opouštějí a zase se do ní vrací (škvorci, drabčíkovití brouci)
- temporární půdní živočichové, kteří žijí v půdě jenom ve stádiu vajíček a larev, ale v dospělosti žijí mimo půdu (např. larvy kovaříkovitých brouků, někteří roztoči)
- tranzitorní půdní živočichové, kteří ukrývají v půdě neaktivní stádia (vajíčka, nebo kukly) nebo v půdě zimují (motýli, měkkýši)

Edafon je limitován v půdě i jejím znečištěním pesticidy a dalšími chemickými látkami (Šimek 2019).

Základní dělení půdních organismů určujeme podle příslušnosti k rostlinné, či živočišné říši. Organismy, které nejsou pozorovatelné pouhým okem, nazýváme mikroorganismy. Jejich počet vyjadřujeme v řádech milionů na gram dobře fungující půdy a rozdělují se na bakterie, mikromycety, řasy a další (Šimek 2015).

Podle Kozáka (2002) dělíme půdní edafon podle velikosti na:

- makroedafon – organismy větší než 80mm, jako jsou například krtci a hraboši
- mesoedafon – organismy o velikosti 80 - 0,2mm, ke kterým patří například červi, měkkýši a členovci. Zastoupení mesoedafonu v půdě je 1,8t/ha.
- mikroedafon - organismy menší než 0,2 mm, mezi které řadíme například bakterie, prvoky a sinice. Zastoupení makroedafonu v půdě je 1,0t/ha.

Podle Laštůvky (2004) nazýváme organismy, které žijí v půdě buď trvale a jsou půdnímu prostředí dokonale adaptovány, euedafon a ty které se v půdě pouze vyvíjejí a dospělci jí opouštějí, nazýváme protoedafon. Organismy nenáročné na obývané prostředí, které příležitostně pronikají do půdy, nazýváme hemiedafon a ty, které se v půdě jen ukrývají, přezimují a podobně – pseudoedafon (Laštůvka 2004).

Půdní organismy mění fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy nespočetnými způsoby. Složení a struktura biotických společenstev na jedné hierarchické úrovni může ovlivnit prostorovou heterogenitu zdrojů a útočiště na jiných hierarchických úrovních (Beare 1995). Tato prostorová heterogenita je podporována řadou biologicky relevantních sfér vlivu, které podle Beare (1995) zahrnují:

- detritosféru – vrstva opadu
- drilosféru – část půdy ovlivňovaná žížalami
- porosféru – představující vnitřek a blízké okolí půdních pórů, prolínající se s drilosférou
- agregátosféru – prostředí mikro-, mezo-, makroagregátů v půdě
- rhizosféru – půda v blízkosti okolí kořenů rostlin

Každá z těchto sfér má poměrně odlišné vlastnosti, které fungují v různých prostorových měřítcích. Jak uvádí Beare (1995), právě vytvořením prostorově a časově heterogenní struktury může biodiverzita nejvýznamněji přispět k fungování půdních ekosystémů.

Následující kapitoly stručně popisují hlavní zástupce edafonu, kteří ovlivňují půdní prostředí.

3.3.1 Hlístice

Hlístice jsou volně žijící živočichové s oblým válcovým tělem obvykle o délce několika desetin milimetrů až desítek centimetrů. V půdě se vyskytují zástupci jen o velikosti do několika milimetrů. Hlístice jsou nejpočetnější skupinou mnohobuněčných živočichů (Šimek 2019).

3.3.1.1 Biologie a ekologie

Ekologické třídění podle potravních nároků obecně rozeznává podle Bongerse (1994) a Háněla (1994) pět hlavních skupin hlístic:

- 1) Bakteriofágové – jsou organismy, které se živí bakteriemi, mohou pohltnout i prvoky a zároveň s nimi pohlctou i substrát, v němž se tato potrava vyskytuje. Velmi rychle reagují na nabídku potravy a tím účinně regulují populace bakterií ve svém okolí. Mohou obecně snižovat i zvyšovat populační hustotu bakterií, ale výsledná metabolická aktivita bakteriálních populací je vyšší, tudíž i celková mineralizace C, N, P se zvýší, což se příznivě projevuje na růstu rostlin.
- 2) Omnifágové – tyto organismy se často vyznačují velkým ústním bodcem. Živí se rozmanitou potravou. Některé druhy napadají i jiné hlístice a jejich vajíčka. Bývají dobrými indikátory antropogenního vlivu v biocenózách.
- 3) Mykofágové

- 4) Fytofágové
- 5) Dravé hlístice / Predátoři

Příspěvek hlístic k půdní respiraci se sice odhaduje od několika desetin do cca 5-10% půdní heterotrofní respirace, ale je bohatě kompenzován jejich vlivem na aktivitu ostatních organismů v půdě a ekosystému. V dobře vyvinutých půdách střední Evropy se některé hlístice vyskytují v hloubce jednoho metru i níže (Freckman 1988)

3.3.2 Vířníci

Vířníci jsou skupina organismů obligátně se vyskytující prakticky ve všech typech půd (Fontaneto 2003)

3.3.2.1 Biologie a ekologie

Jejich aktivitu limituje vlhkost okolního prostředí. Patří k nejvýznamnějším bateriofágům v půdě (Šimek 2019). Běžně se vyskytují v povrchových vrstvách půdy, v hrabance a opadu na povrchu půdy. Směrem do hloubky profilu jejich početnost rychle klesá. Některé druhy vířníků naopak vykazují preference k hlubším vrstvám profilu (Fontaneto 2003).

3.3.3 Želvušky

Želvušky jsou samostatným živočišným kmenem mnohobuněčných organismů. Jsou původně mořskými organismy. Spolu s hlísticemi a vířníky je řadíme mezi hydrobionty (Nelson 2010). V obdobích přechodného sucha umí přejít do takzvané anhydrobiózy, což je stav, ve kterém tělo želvušky vyschne a dočasně pozastaví metabolismus. Tato vlastnost umožnila želvuškám přejít na souš a zároveň zůstat vodními organismy (Šimek 2019).

3.3.3.1 Biologie a ekologie

Želvušky lze rozdělit do skupin podle preferencí ohledně nadmořské výšky, nebo pH. Pro jejich početnost a distribuci v půdě mohou být důležité jejich vztahy s ostatními organismy dané množstvím a dostupností potravy a přítomností jejich predátorů, parazitů a konkurentů (Marley 2014).

Jejich potravou je široká škála mikroorganismů a živočichů. Nacházejí se ve vyšších abundancích v extrémních a narušených prostředích, tedy tam, kde je potlačena mezofauna a makrofauna, která nemá schopnost přejít v nepříznivých podmínkách do stavu anhydrobiózy. V půdách, které jsou bohaté na mezofaunu a makrofaunu se želvušky vyskytují obecně v menších počtech (Marley 2014).

3.3.4 Chvostokoci

Chvostokoci patří mezi dominantní skupiny půdní mezofauny jak svojí abundancí, tak počtem druhů. Osídlili všechny kontinenty včetně Antarktidy a vyskytují se i v extrémních habitatech (Leinaas 1984).

3.3.4.1 Biologie a ekologie

Chvostokoci se dokázali v průběhu evoluce adaptovat na různorodé podmínky v půdním profilu od povrchu půdy až po matečnou horninu, přičemž limitujícími faktory pro jejich vertikální distribuci (Ponge 2000) jsou velikost prostorů v půdě nebo hornině a přítomnost rozkládajících se rostlinných zbytků v substrátu, nebo prosakující vodě (Werhoef 1983). Detailní kategorizaci životních forem chvostokoků vypracoval Rusek (2007).

Podle Ruska (2007) dělíme chvostokoky na atmobionty, kteří žijí na rostlinstvu, pod kůrou odumřelých stromů a epigeonty, které najdeme na povrchu půdy.

U chvostokoků se vyvinulo mnoho adaptací, které jim umožňují přežít v řadě různých habitatů včetně těch extrémních. Patří k nim zejména vertikální migrace, při které zalézají hlouběji do půdy, kde současně osidlují volné prostory (Ponge 2000).

3.3.5 Roupice

Řadí se do třídy opaskovců. Jejich protažený válcovitý tvar článkovaného těla bez končetin a hydrostatickou funkci coelomové tekutiny lze považovat za adaptaci na život v půdě a v sedimentech. Umožňuje jim pohyb půdními póry a u větších kroužkovců také výrazné zvětšování těchto pórů (Jongmans 2003).

Z hlediska početnosti a role v půdě jsou společně se žížalami nejvýznamnější živočichy (Datta 2016).

Roupice patří na základě své velikosti mezi mezofaunu. Některé druhy se vyskytují v mořském litorálu a sladkovodních sedimentech, většina je však půdních (Bouguenec 1989). Dospělé samice dorůstají délky 1-50 mm, výjimečně i více. Jsou považovány za součást semiakvatické fauny, čímž je naznačována jejich úzká vazba na půdní vodu (Šimek 2019). Roupice jsou dobře adaptovány na přežití sucha (Bouguenec 1989). To jim umožnilo obsadit velké množství suchozemských stanovišť.

3.3.5.1 Biologie a ekologie

Roupice se vyskytují v různých hloubkách, přičemž většina jedinců se zpravidla zdržuje v horních 5 - 10 cm půdy (Borges; Raw 1967). V období sucha migrují z nejsvrchnější vrstvy půdy, respektive rostlinného odpadu, do větší hloubky, patrně však jen několik centimetrů (Borges; Raw 1967). Také v horizontální rovině vyhledávají vlhká stanoviště. Pro půdní roupice je kromě vyschnutí velkým rizikem zmrznutí. Takové podmínky lépe přečkávají roupice s vyprázdněným trávicím ústrojím a kokony uložené v humusové vrstvě bez minerálních částic (Bouguenec 1989).

Roupice mají z hlediska hustoty, biomasy a zejména zastoupení v půdě největší význam v kyselých půdách s vysokým obsahem organické hmoty, jako je například surový humus lesních půd nebo rašeliniště (Vliet 1995). Složení taxocenózy roupic významnou měrou odráží podmínky na stanovišti a je využitelné pro bioindikaci (Pelosi 2016), respektive hodnocení dopadu procesů a zásahů, jako je například antropogenní acidifikace nebo vápnění (Šimek 2019).

3.3.6 Žížaly

Žížaly patří zcela jistě k našim nejnámějším bezobratlým živočichům. Názvem „žížala“ se označuje více než 5 000 dnes známých druhů (odhaduje se, že další nejméně 2 000 nebyly dosud popsány) větších a převážně suchozemských kroužkoců (Annelida), kteří jsou v současném systematickém pojetí řazeni do podřádu Lumbricina zahrnujícího 23 čeledí (Lavelle 1983; Pižl 2015). Počet druhů ve společenstvech žížal odráží především geografickou polohu, typ a zachovalost ekosystému. V Evropě kolísá od dvou do šestnácti druhů. Jsou rozšířeny na všech kontinentech s výjimkou Antarktidy (Shain 2009).

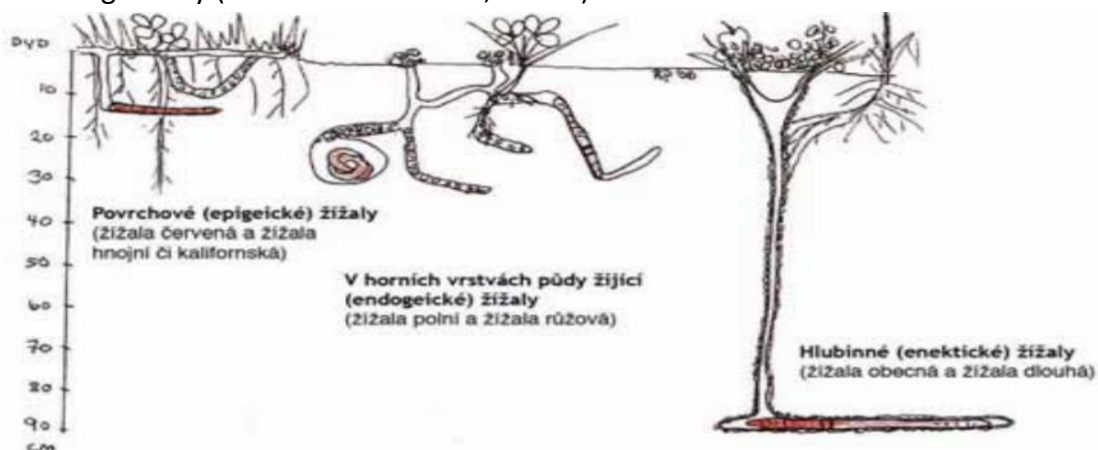
3.3.6.1 Biologie a ekologie

Tito saprofágní živočichové představují nejvýznamnější skupinu půdní makrofauny. Některé druhy mohou obývat i sladkovodní ekosystémy, jsou součástí bentosu, nebo nadzemní části terestrických ekosystémů, žijí na kmenech a v paždí větví v korunách stromů, nebo pod epifyty (Šimek 2019). Jednotlivé druhy žížal se výrazně odlišují svými životními strategiemi a adaptacemi. K nejdůležitějším požadavkům žížal patří dostatek kvalitních potravních zdrojů, vhodná vlhkost, teplota, půdní textura (Edwards 1974). Půdní vlhkost a obrana proti vyschnutí patří k dalším faktorům limitujícím jejich přežití. Mezi ekologické adaptace na pokles vlhkosti patří modifikace životního stylu kolonizace, což je přechod do neaktivních stádií a migrace na vlhčí místa (Eijsackers 2011). Spodní hranice teploty pro přežití většiny žížal je nad, nebo těsně u bodu mrazu (Lowe 2005). Většina žížal je neutrofilních, optimální půdní reakce je v rozmezí pH 6-7 (Lowe 2005)

Tělo žížaly je studené, vlhké a trochu slizké. Typický opasek na přední polovině těla, který je umístěn poblíž hlavové části, mají jen dospělí jedinci (Edwards 1974). Sliz a tekutiny, které žížala vylučuje póry na zádech, slouží jako mazivo pro pohyb žížaly přes ostré kamínky, hrudky a suchá místa. Sliz je důležitý také proto, že napomáhá rychlejšímu pohybu žížaly a umožňuje jí tak uniknout jejím nepřátelům a predátorům (Pižl 2015). Velká část tělesných tkání žížaly je tvořena podélnou a okružní svalovinou tělní stěny. Na těle žížal můžeme pozorovat osm podélných řad malých tuhých štětinek. Žížala je dobře přizpůsobená k hloubení chodbiček v půdě, nejčastěji se vyskytuje na tmavých, chladných a vlhkých místech (Eijsackers 2011; Pižl 2015). Žížala může vytvářet jak vajíčka, tak spermie (je hermafrodit), ale většinou se páří s jinými jedinci, s nimiž si spermie vyměňuje (Pommeresche 2010). Žížala obecná se vždy páří na povrchu půdy, ostatní druhy se většinou páří v půdě. Jedna žížala může vyprodukovat 3 až 100 kokonů za rok, v závislosti na druhu žížaly, množství živin a klimatu (Pommeresche 2010).

Žížaly dýchají celým povrchem těla a dusík vylučují ve formě amonné soli a ve formě močoviny (Edwards 1974).

Základním zdrojem potravy žížal je odumřelá organická hmota. Povrchové a hlubinné žížaly se živí hlavně čerstvě odumřelou organickou hmotou, zatímco žížaly, které žijí v horních vrstvách minerální půdy, se převážně živí více rozloženou organickou hmotou vázanou na půdní částice a mikroorganismy (Pommeresche 2007; Obr. 1).



Obr. 1: Rozdělení žížal do tří základních skupin podle toho, v jaké části půdního profilu žijí a čím se živí. (převzato z Pommeresche 2007)

Z hlediska potravních preferencí rozlišuje Šimek (2019) dvě skupiny žížal – detritivorní a geofágní.

Detritivorní druhy se živí rostlinnými zbytky na půdním povrchu a v nejsvrchnějších vrstvách půdy. Stravitelnost různých druhů rostlin se liší. Nejlépe stravitelné jsou například zbytky vojtěšky a jetele, některé druhy trav a na taniny chudé listy dřevin (Šimek 2019).

Geofágní druhy pohlcují velké objemy půdy a tráví v ní obsažené organické zbytky a mikroflóru. Geofágové přitom selektivně vyhledávají místa s vyšším obsahem organické hmoty (Lavelle 1983).

Na základě korelací s morfologickými (velikost, pigmentace, vývoj svaloviny a typhlosolis), reprodukčními (produkce kokonů, délka života), etologickými (tvar chodeb, produkce exkrementů, mobilita, reakce na zhoršení životních podmínek) a ekologickými (typ potravy, predáční tlaky, reakce na změnu prostředí) charakteristikami žížal rozděluje podle Pižla (2015) o tři základních funkčních skupin:

- 1) Epigeické žížaly – najdeme je v opadové vrstvě půdy, v nahromaděných rostlinných zbytcích a pod kůrou padlých kmenů, kde se živí a produkují převážně organické exkrementy. Půda je jimi ovlivňována vesměs nepřímo přes změny v povrchové vrstvě opadu. Mají pozitivní vliv na rychlost dekompozice opadu, což vede k intenzivnějšímu vyplavování živin do půdy. Pohlcování a trávení exkrementů jiných živočichů epigeickými žížalami navíc napomáhá uvolňování živin vázaných v dosud nestrávených organických frakcích. Podobně jako u ostatních skupin zoedafou jsou i ve střevním traktu epigeických žížal preferenčně stimulovány některé mikroorganismy

a redukovány jiné, což často vede k vysoké dominanci druhů, které jsou v okolním prostředí zastoupeny jen vzácně.

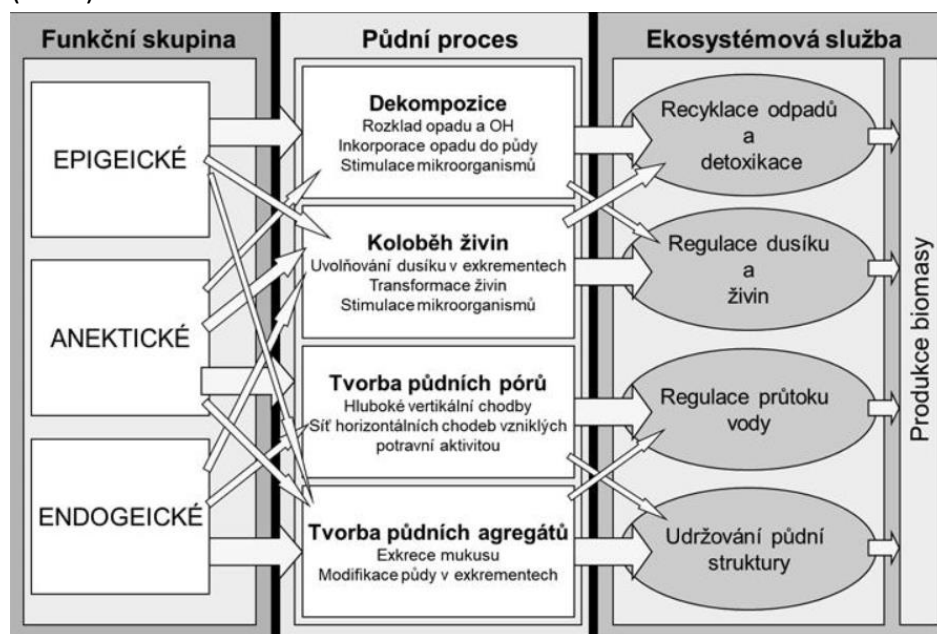
- 2) Endogeické žížaly žijí ve svrchních organominerálních vrstvách půdy, kde si vytvářejí většinou nestabilní, horizontálně orientované chodbičky a živí se silně rozloženými zbytky a mikroorganismy. Jsou funkčně nejvýznamnější ve většině tropických ekosystémů, kde mohou být často jednou přítomnou skupinou žížal. Jsou geofágní, živí se organickou hmotou obsaženou v půdě a jak do půdy, tak na její povrch ukládají dva rozdílné typy exkrementů, globulární (velké, utužené) a granulární (roztvořené malé) exkrementy. Jejich exkrementy mají vyšší obsah jílovitých částic a často i organické hmoty než okolní půda. Obsahují a uvolňují i významné množství živin. V krátkodobém měřítku několika hodin žížaly selektivně pohlcují a rozměňují větší frakce půdy, ale asimilují jen malý podíl organické hmoty. Ve střednědobém měřítku několika dnů až týdnů mikrobiální aktivita v exkrementech a chodbách nejprve roste, později ale klesá. K poklesu dochází poté, co jsou vyčerpány potravinové zdroje, nebo v souvislosti s vysycháním struktur, které se tak stávají pro mikroorganismy i půdní faunu nepříznivým prostředím. V měřítku let a desetiletí spočívá vliv drilosféry v urychlování přeměn organické hmoty a zároveň v mírném snižování jejího celkového obsahu v půdě (Lavelle 1983; Wu 2020).

Do podskupin jsou rozdělovány i žížaly endogeické, mezi nimi najdeme druhy epiendogeické (ze svrchních vrstev minerální půdy), saprorhizofágní (živící se odumřelými kořeny rostlin) a hypoendogeické, které hloubí horizontální chodby v hlubších minerálních horizontech (Pižl 2015).

- 3) Anektické žížaly vytvářejí hluboké vertikální chodby, potravu však získávají na půdním povrchu. V půdě budují rozsáhlé, převážně vertikálně orientované systémy chodeb, jsou schopny v řadě ekosystémů, především v listnatých lesích či ovocných sadech, ale i mnohých travinných ekosystémech, odstranit z povrchu půdy veškerý opad, který buď zapracují do půdy, nebo jej koncentrují v opadance. Tím zabraňují akumulaci opadu na půdním povrchu a zároveň významně akcelerují jeho rozklad a tvorbu humusu typu mul. Průchod střevním traktem anektických žížal redukuje populace mikroskopických hub a prvoků, jejich počty jsou však následně znásobeny v čerstvě defekovaných exkrementech. Na rozdíl od epigeických žížal, které pohlcují jen opadanku, anektické žížaly pohlcují v závislosti na sezónní aktivitě a dostupnosti opadu i značná množství minerálních i organických částic půdy. Aktivita anektických žížal může ovlivňovat půdní charakteristiky až do hloubky několika metrů. Vertikální přenos opadanky, exkrece mukusu, průnik kyslíku a selekce půdních částic vede k obohacení stěn chodeb žížal o železo, organickou hmotu a živiny (N, P, K, Ca). Stěny chodeb pak vykazují vyšší mikrobiální aktivitu, a rovněž větší populace amonifikačních a denitrifikačních bakterií, aerobních a anaerobních fixátorů dusíku a bakterií, než okolní půda. Chodby také představují prostory pro preferenční růst kořenů rostlin, zejména v utužených půdách (Lavelle 1983; Wu 2020).

Žížaly při své činnosti – tvorbě chodbiček a pohlcování půdy – zpracují na každém hektaru každoročně tuny zeminy (Brussaard 1999; Pižl 2015). Chodbičky žízá jsou vyhledávanými prostory pro růst kořenů rostlin a pro rozvoj půdních mikroorganismů, které zde mají snazší přístup k živinám. Žížaly tak žijí v těsném vztahu s kořeny rostlin, půdními houbami a dalšími mikroorganismy. Na jednom metru čtverečním zemědělsky využívaných pozemků můžeme v České republice nalézt až 300 jedinců žízá, což představuje 3 miliony žízá na hektar. Při přepočtu na biomasu činí hmotnost žízá 50 až 100 gramů na metr čtvereční, což odpovídá 500 až 1000 kg na hektar (Jongmans 2003), není však vyloučeno, že v některých půdách může být početnost a biomasa žízá výrazně vyšší (Pižl 2015).

Drilosféry tvořené různými funkčními skupinami žízá mají různé vlastnosti (Datta 2016). Rozdělení žízá odráží nejen rozdělení nik, ale má i značné konsekvence pro odhad vlivu žízá na půdní procesy a ekosystémové služby. Funkční skupiny žízá popisuje v obrázku 2 Buček (2018).



Obr. 2: Funkční skupiny žízá (převzato z Buček 2018)

3.4 Sukcese

Sukcese je obecný přírodní fenomén progresivních postupných změn společenstev organismů od jednoduchých přes složitější až po ty nejdříve organizované ekologické systémy. Je to proces, během něhož dochází k ožívání skalních, písčítých či jiných substrátů společenstvy mikroorganismů, rostlin a živočichů, k zazemňování jezer a jiných vodních prostředí či k ožívání jakýchkoli „půdních“ odkryvů.

Sukcese probíhá ve vodách (např. po napuštění nové vodní nádrže) i na souši. Bez ní by nebyl možný vývoj žádných ekosystémů.

Rusek (2006) sledoval vývoj půdy a celých ekosystémů na haldách chemických továren, bílého substrátu (po výrobě sody) a červeného substrátu (po výrobě kyseliny sírové, solné a dusičné).

Zjistil, že půdní fauna hraje aktivní úlohu v sukcesi ekosystémů. Rozkládá mechanicky mrtvou organickou hmotu, vytváří charakteristickou půdní mikrostrukturu a významně přispívá k tvorbě základních forem humusu. Nejen v uměle vytvořeném ekosystému, ale i na horách, v pahorkatinách i nížinách můžeme najít řadu příkladů primární sukcese na skalních výchozech, velkých balvanech nebo na balvanitých sutích.

Vývoj ekosystémů v extrémních klimatických podmínkách, na tvrdých skalních útvech nebo dokonce na substrátech z odpadů při produkci různých chemických výrobků je zajímavý tím, že do sukcese mohou na počátku i v pokročilejších stadiích podle Ruska (2006) vstupovat pouze některé organismy.

Řada druhů do sukcesní řady vůbec nevstupuje, protože nevhodný substrát jim po dobu mnoha desítek let neposkytne dostatečně příznivé podmínky pro život. Na sledovaných haldách se v průběhu sukcese u všech skupin postupně mění zastoupení jednotlivých druhů ve společenstvech, a to v souladu s abiotickými podmínkami v substrátu, se změnami v potravní nabídce a podobně (Rusek 2006).

3.5 Remediace půdy

Bioremediace je technika měkkého bioinženýrství k čištění kontaminovaných půd pomocí mikrobů, rostlin a žížal. Jedná se také o techniku stabilizace erodovaných zemí a prevenci eroze půdy (Šimek 2019). Bioremediace v nejobecnějším smyslu znamená obecné ozdravení poškozené půdy specifickým odstraněním nebo zmenšením znečištění půdy polutanty. Podstatou bioremediace je přeměna polutantu na méně rizikovou, nebo netoxickou látku působením živých organismů, nebo enzymů (Šimek 2019). Změny chemické struktury polutantu vyvolané působením enzymů nazýváme biotransformace. Na biotransformaci a biodegradaci se mohou podílet i rostliny, jde o proces zvaný fyto-remediace. Nicméně hlavními činiteli v těchto procesech jsou mikroorganismy (Šimek 2019). Rozklad končící uvolněním jednoduchých anorganických sloučenin (nejčastěji CO_2 a H_2O) se nazývá mineralizace. Jiným příkladem mineralizace je i respirace chemoorganotrofních mikroorganismů. Při tomto způsobu se využívají organické látky (někdy právě polutanty) jako zdroje energie (Šimek 2019). Mineralizace organických polutantů je nejvhodnější způsob likvidace nebezpečných organických polutantů, neboť produkty mineralizace, na rozdíl od původních polutantů, jsou většinou škodlivé jen minimálně (Šimek 2019).

Technologie remediace je možné aplikovat *in situ* na stanovišti, nebo *ex situ*, tedy na jiném místě – většinou v řízených laboratorních podmínkách. Vzhledem k nižším nákladům a menšímu potenciálnímu nebezpečí kontaminace a znečištění dalších složek prostředí se většinou dává přednost technologiím *in situ*. Jejich účinnost může být nižší, neboť zde nelze použít některé razantní postupy a činidla jako v případě dekontaminace odtěžené zeminy v řízených podmínkách (Šimek 2019). Zatímco kovy nelze zpracovat pomocí bioremediačních strategií, dekontaminace většiny organických znečišťujících látek a volných kyanidů je přednostně založena na biologickém rozpadu (Meuser 2012).

Mikroorganismy jsou fyziologicky a biochemicky nejuniverzálnější skupinou organismů, pokud jde o schopnost využívat různé substráty, rozkládat je, a tím detoxikovat (Elhottová 2019). Mikroby jsou uzpůsobeny tak, aby prospívaly v nepříznivých podmínkách s vysokou kyselostí, zásaditostí, toxicitou a vysokou teplotou (Sinha 2010). Za příznivých podmínek růstu mohou mikroby biodegradovat a biotransformovat složité nebezpečné organické chemikálie na jednodušší a neškodné (Sinha 2010). Jako celek jsou mikrobiální společenstva vzhledem k obrovské početnosti a druhové diverzitě ve většině prostředí (včetně půd) metabolicky nesmírně všestranná a schopná rozložit téměř jakoukoliv látku. Kritická z hlediska znečištění prostředí však může být rychlost rozkladu. Proto je žádoucí urychlit rozkladné procesy buď stimulací původní mikroflóry, nebo úpravou podmínek prostředí takzvanou biostimulací (Šimek 2019).

Degradace organického polutantu je obvykle přímo spojena s růstem mikrobiální populace a degradovaná látka je katabolizována. Při tomto procesu se obvykle mineralizuje 40-80 % C ze substrátu a tento uhlík se uvolní ve formě CO₂ a do biomasy buněk nebo do extracelulárních organických látek se ukládá asi 20 – 60 % C ze substrátu (Šimek 2019). Mezi nejčastější aplikace patří vedle fyto-remediačních technologií použití mikroorganismů na bioremediaci prostředí kontaminovaného ropou a ropnými produkty, chlorovanými alifatickými látkami a chlorovanými uhlovodíky (Šimek 2019).

Technologie „land farming“ je založena na skutečnosti, že půda obsahuje obrovské množství mikroorganismů s různými katabolickými aktivitami. Znečištěná půda se pomísí s čistou půdou a o rozklad xenobiotické látky se postarají přirozené populace půdních mikroorganismů (Šimek 2019). Tato metoda se s úspěchem používá např. při eliminaci znečištění ropnými produkty nebo pesticidy (Maila 2004; Katsivela 2005). Půdu je však vhodné obracet co nejméně aby nedocházelo k poškození edafonu (Šimek 2019).

Bioremediace je závislá na přítomnosti vhodných populací mikroorganismů a na aktivitě jejich enzymů. Po vnesení organické látky do prostředí může nastat období aklimatizace. Aklimatizační období trvá u různých látek v různém prostředí řádově hodiny až měsíce (Šimek 2019). Při delší aklimatizaci se prodlužuje doba expozice, kdy jsou organismy vystaveny působení toxické látky, a je větší pravděpodobnost rozšíření látky v prostředí. Látky s dlouhou aklimatizací v prostředí dlouho přetrvávají a nerozkládají se – jsou perzistentní (Šimek 2019). Příčinou existence aklimatizačního období při biodegradaci polutantů může podle Šimka (2019) být:

- nepřítomnost populací se schopností biodegradovat daný polutant a delší čas pro vznik nového genotypu pro syntézu potřebných enzymů
- toxické působení vysoké koncentrace substrátu nebo toxické působení jiné látky v prostředí
- požíráání bakterií prvoky, kteří obecně regulují populace mikroorganismů a udržují nízkou populační hustotu možných rozkladačů
- diauxie, která spočívá v tom, že jestliže jsou v prostředí dva nebo více využitelných substrátů, rozkládá mikrobiální populace často nejprve jeden substrát; a až po

vyčerpání jednoho následuje období, kdy populace neroste a teprve po určité době je využit druhý substrát

3.5.1 Hlístice funkce a význam v půdě

Hlístice se mohou zapojovat do všemožných nik potravních sítí, snad s výjimkou nejmenších půdních pórů. Svoji aktivitou přímo či nepřímo významně zasahují do nejrůznějších procesů tvorby a rozkladu organické hmoty a podstatně ovlivňují jejich dynamiku (Freckman 1988). Slouží také jako potrava jiným skupinám edafonu a mohou vstupovat do půdotvorných interakcí s činností makroedafonu, kupříkladu žížal (Freckman 1988).

Citlivost dravých a omnifágových hlístic na narušení habitatu a aktivity mikrobivorních a fytofágních hlístic úzce souvisí s využitím společenstev hlístic pro bioindikační studie – diagnostiku stavu a vývoje půdy a fungování potravní sítě (Donner 1965; Ricci & Balsamo 2000; Fontaneto & Melone 2003). Významný pokles jejich populačních hustot je příznakem narušení habitatu a jeho půdní části. Určitá ekosystémová služba poskytovaná bakteriofágními hlísticemi v určitém typu ovlivnění ekosystému je poměrně dobře identifikovatelná a složení hlístic jí indikuje (Šimek 2019).

3.5.2 Vířníci funkce a význam v půdě

Významnou roli hraje jejich konzumace bakteriálního společenstva a zrychlování obratu živin v půdě. Zvláště významnou roli mají v půdách, kde se ve větším množství nevyskytují větší půdní živočichové (Šimek 2019).

3.5.3 Želvušky funkce a význam v půdě

Pokud v půdním prostředí nastanou pro organismy nepříznivé podmínky, většina jich zahyne. Mikrofauna včetně želvušek vstoupí do stavu anhydrobiózy (Hengherr 2008). Když se probudí k životu v půdě, v níž vymřely všechny ostatní půdní organismy, mohou regulovat početnost hlístic a možná i některých prvoků (Šimek 2019). Želvušky mají tekuté nestabilní exkrementy. V půdách s nepříznivými podmínkami pro život ostatních organismů tak zajišťují rychlejší koloběh živin a stimulují návrat ekosystému do půdního stavu (Shi 2010).

3.5.4 Chvostokoci funkce a význam v půdě

Navzdory nízké biomase chvostokoci velmi významně ovlivňují půdní mikrostrukturu (Siddiky 2012). Pro pohyb využívají existující prostory a chodbičky vytvořené půdní makro a megafaunou. Velikost pórů a jejich propojení obvykle klesají s hloubkou profilu, což omezuje jednotlivé životní formy chvostokoků na určité horizonty nebo subhorizonty hloubkového profilu (Siddiky 2012). V dekompozičních procesech sehrávají hned několik rolí. Konzumace

odumřelé vegetace a její následná exkrece zvětšuje povrch a vhodnost tohoto materiálu pro mikrobiální atak. V půdě se podílejí na regulaci mykorhizních hub a jsou důležití i z hlediska regulace rostlinných patogenů (Šimek 2019). Chvostoskoci jsou nepřímo závislí na obsahu živin v půdě a to zprostředkovaně přes populace mikroorganismů, zejména mikromycet, kterými se žíví (Werhoef 1983). Minerální i organická hnojiva mají na chvostoskoky pozitivní účinek. Jsou důležitá pro rozvoj mikromycet a tím i chvostoskoků (Wang 2015).

Společenstva chvostoskoků jsou využívána v ekologických studiích jako bioindikátory, protože citlivě reagují na zásahy do půdního prostředí, a to v případě přírodních i antropogenních disturbancí (Zeppelini 2009). V půdách degradovaných v důsledku dlouhodobého intenzivního hospodaření jsou abundance a druhová rozmanitost chvostoskoků velice nízké. Jejich chudá společenstva indikují nepříznivý stav prostředí a nízkou úrodnost těchto půd (Zeppelini 2009). Pokud v půdním prostředí nastanou pro organismy nepříznivé podmínky, většina jich zahyne. Mikrofauna včetně želvušek vstoupí do stavu anhydrobiózy (Hengherr 2008). Když se probudí k životu v půdě, v níž vymřely všechny ostatní půdní organismy, mohou regulovat početnost hlístic a možná i některých prvokůhorton (Šimek 2019). Želvušky mají tekuté nestabilní exkrementy. V půdách s nepříznivými podmínkami pro život ostatních organismů tak zajišťují rychlejší koloběh živin a stimulují návrat ekosystému do půdního stavu (Shi 2010).

3.6 Kroužkovci

3.6.1 Roupice funkce a význam v půdě

Roupice požírají odumřelou organickou hmotu i minerální částice půdy a utváří půdní mikrostrukturu.

Mají svůj podíl na respiraci půdy (Burges; Raw 1967) Transportují půdní částice a ve vhodném substrátu vytvářejí větší druhy roupic chodbičky. Na tvorbě půdy se podílejí také svým trusem a exkrecí slizu. Spásáním mikroflóry ovlivňují její složení a aktivitu (Brussaard & Blanchart 1999).

3.6.2 Žížaly funkce a význam v půdě.

Žížaly ovlivňují půdní prostředí především produkcí exkrementů a tvorbou chodeb (Jongmans 2003). Žížaly rovněž ovlivňují růst a kvalitu rostlin, což je těsně spjato s interakcemi mezi driloférou a rhizoférou a přímo i nepřímo též řadou dalších podpůrných a regulačních ekosystémových služeb, zejména sekvestrací uhlíku, infiltrací a zadržováním vody (Lavelle 2006). Aktivita žížal ovlivňuje chemické složení půdy a distribuci živin (Kaushal 2021) Zahrnuje také inkorporaci částečně rozložené organické hmoty z povrchu do hlubších vrstev půdy, její rozmělnění a promíchávání s anorganickými frakcemi (Lee 1985). Mikroflóra je aktivována především promícháváním půdy a opadu, a roztrušováním fyzikálních vazeb půdní organické hmoty uvnitř agregátů během jejich průchodu střevním traktem žížal. Produkce velkého

množství polysacharidů v přední části trávicí trubice žířal zajišťuje bohatý zdroj energie a je iniciátorem intenzivní mikrobiální činnosti (Datta 2016). Ve středním střevě žířal pak dochází k intenzivnímu rozkladu půdní organické hmoty, která je jinak v okolní půdě pro mikroorganismy nedostupná. To vede nárůstu mikrobiální biomasy v defekovaných exkrementech a k rychlé sukcesi hub a mikrofauny, jež mohou být při opětovném pohlcení exkrementů významnou složkou potravy žířal (Šimek 2019). Význam exkrementů je daný jejich velkým množstvím a složením. Jejich exkrementy obsahují minerální částice důkladně promíchané s rozloženými organickými zbytky a mikroflórou (Datta 2016). Stabilita trusu žířal bývá obvykle vyšší než ostatních půdních agregátů, což je dáno řadou procesů probíhajících ve střevním traktu žířal a vysokou aktivitou mikroorganismů v čerstvě defekovaných exkrementech (Pižl 2015).

Chodby žířal mění hlavně půdní pórovitost a vodní a plynný režim půdy (Pižl 2015). Provdůšněním půdy zvyšují dostupnost prostorů pro mikrobiální činnost a pohyb mikrofauny, zvyšují též poměr aerobních prostorů vůči anaerobním (Brussaard & Blanchart 1999). Hlavní efekt přitom nespočívá ve výrazném zvětšení celkové pórovitosti (chodby tvoří podle odhadů ca 5 % objemu půdy), ale ve změně velikostní struktury pórů. Chodby žířal patří svými rozměry (1 až >10 mm) k větším půdním pórům a podstatně tak zvyšují celkový podíl makro pórů v půdě (Pižl 2015). Na žířaly bohaté půdy se vyznačují obecně lepší jímovostí půdní vláhy než půdy bez žířal. Vertikálně probíhající chodby většinou přečkávají záplavy a výrazně zvyšují rychlost infiltrace vody do půdy (Brussaard & Blanchart 1999). Výzkum vlivu chodeb na půdní mikroflóru ukázal, že např. 42 % aerobních fixátorů dusíku se v půdě nachází v bezprostředním okolí chodeb žířal (Tereshchenko 2002). Přítomnost žířalích chodeb pak je zejména v těžkých půdách zásadním faktorem pro tvorbu kořenového systému (Pižl 2015).

Exkrementy žířal mají obecně vyšší podíl jílových frakcí než okolní půda a menší podíl písku (Eijsackers 2011; Datta 2016). Jejich stabilita bývá obvykle vyšší než stabilita ostatních agregátů, což je dáno řadou procesů probíhajících ve střevním traktu žířal a vysokou aktivitou mikroorganismů v čerstvých exkrementech. Půda je pak méně náchylná k podmáčení a vyšší podíl srážkové vody je přiváděn přímo ke kořenům rostlin. Tímto se zvyšuje i odolnost půdy vůči erozi (Datta 2016).

Průchod střevním traktem žířal ovlivňuje počty a složení mikroorganismů a následně dekompoziční procesy v exkrementech (Kizilkaya 2011). Rychlost mineralizace organické hmoty, denitrifikace a dalších procesů je zde podstatně vyšší než v okolní půdě (Kizilkaya 2011). Dekompoziční procesy jsou ovlivňovány i chodbami žířal, na jejichž stěnách jsou koncentrovány dusíkaté metabolity a mukózní sekrety a kde je zvýšena dostupnost kyslíku (Blanchart 1999). Výzkum vlivu chodeb žířal na půdní mikroflóru ukázal, že například 42% aerobních fixátorů dusíku je v půdě lokalizováno v bezprostředním okolí chodeb žířal (Pižl 2015). Máme rovněž dobře doloženo, že zvýšená činnost žířal vede ke zřetelnému snížení počtu fytoparazitických háďátek (Nematoda), přezimujících housenek a zimních forem fytopatogenních mikromycetů (Pižl 2015).

Exkrementy žířal mají též oproti půdě vyšší obsah rostlinných hormonů – auxinů, giberelinů a cytokininů – i volných aminokyselin stimuluujících růst rostlin a zvyšujících dostupnost

prostorů pro příjem živin rostlinami (Ravindran 2015). Aktivita těchto živočichů též zamezuje vytváření krusty na půdním povrchu a tím napomáhá vzcházení a rozvoji mladých rostlin. Přítomnost chodeb žížal je, zejména v těžkých půdách, zásadním faktorem pro tvorbu kořenového systému. Bylo zjištěno, že v utužené jílovité půdě rostlo v chodbách žížal 40 – 60 % všech jemných kořínků (Šimek 2019). V půdách s velkými populacemi žížal vytvářejí rostliny bohatší kořenový systém, což je předpokladem pro dostatečné zásobení rostlin vodou a živinami. Tyto rostliny pak lépe zvládají stresové situace a jsou odolnější vůči škůdcům (Ravindran 2015).

Žížaly rovněž představují významný zdroj potravy mnoha obratlovců od obojživelníků, plazů a ptáků až po savce a živí se jimi i celá řada bezobratlých živočichů. Kromě řady hmyzích skupin najdeme predátory-specialisty lovcí především žížaly i mezi suchozemskými ploštěnkami, měkkýši, pijavkami a stonožkami. Žížaly jsou též hostiteli mnoha parazitů (Lavelle 1983).

Žížaly jsou skupinou půdních živočichů nejdéle a nejčastěji využívanou pro bioindikaci a biomonitoring kvality a degradace půd a změn v půdním prostředí (Blanchart 1999; Pelosi 2016). Odlišné preference k půdní reakci, vlhkosti a textuře půdy, formátu humusu a vegetačního pokryvu než žížaly vykazují roupice. Kombinace žížal a roupic umožňuje pokrýt jak skupinu makrofauny, tak mezoofany, přičemž dominance žížal s klesajícím pH ubývá a dominance roupic naopak přibývá. Půdní kroužkovci tak mohou sloužit jako modelová skupina v rámci společenstva rozkladačů (Pelosi 2016).

Výsledkem vlivu žížal na půdu je, že jak fyzikální, tak biochemické parametry driloféry jsou významně odlišné od okolní půdy (Lavelle 1983)

4 Závěr

Záměrem bakalářské práce bylo posoudit schopnost půdních organismů odstranit nebo alespoň zmírnit negativní dopady lidské činnosti na půdu. Lidská činnost zapříčiňuje degradaci půdy mnoha způsoby, přičemž v některých případech je ztráta půdy již nevratná, protože tvorba půdy je velmi dlouhodobý proces ovlivněn mnoha dalšími faktory (Dupont 2010). Je nezbytné si uvědomit, že bez rozkladné funkce edafonu by nemohl život na Zemi dlouhodobě existovat. Edafon propojuje půdu s dalšími složkami prostředí, s vodou i ovzduším, rostlinami. Znalost vztahů mezi organismy, a mezi organismy a jejich prostředím, je nutná pro účinné rozhodování jak při potlačování některých organismů, či při jejich ochraně v rámci ochrany ŽP a přírody, ale i pro využití, případnou ochranu daného prostředí (Dupont 2010). Proto si myslím, že je velmi důležité pochopit pozitivní význam nejen žízála, ale veškerého půdního edafonu na půdní prostředí. Je důležité vytvářet podmínky pro přežití a zdravý vývoj jednotlivých organismů. Snažit se využít našich znalostí jejich schopnosti bioindikace, rozkladných funkcí, využít jejich stálé působení na půdní prostředí, kterým ho neustále přetvářejí. Poznat jednotlivé druhy, využít znalosti o jednotlivých organismech tak, abychom jim byli schopni zajistit takové životní podmínky, ve kterých jsou schopni přežít. Na oplátku nám svou činností mohou významně pomoci s remediací půdy. Protože jsou to právě oni, kteří dokáží z člověkem negativně ovlivněné a znečištěné půdy, vytvořit půdní humus a postupně i úrodnou půdu, kterou člověk nutně potřebuje pro vlastní přežití.

5 Literatura

- Baldock J A, Skjemstad JO. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic geochemistry* **31**: 697-710.
- Beare M. H, Coleman DC, Crossley DA, Hendrix PF, Odum EP. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant Soil* **170**: 5-22.
- Blanchart E, Albrecht A, Alegre J, Duboisset A, Gilot C, Pashanasi B, Lavelle P, Brussaard L. 1999. Effects of earthworms on soil structure and physical properties. *Earthworm management in tropical agroecosystems* **5**: 149-171.
- Blake L, Goulding KWT, Mott CJB, Johnston AE. 1999. Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK. *European Journal of Soil Science* **3**: 401-412.
- Bongers T. 1988. De nematoden van Nederland. *Natuurhistorische Bibliotheek vol 46*. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Bouguenec V, Giani N. 1989. Biological studies upon *Enchytraeus variatus* Bouguenec & Giani 1987 in breeding cultures. *Hydrobiologia* **180**:151-165.
- Bouche MB. 1975. Action of fauna on the conditions of organic matter in ecosystems. *Biodegradation et humification. rapport du colloque international*: 157-168.
- Brady, NC, Weil RR. 1999. Soil organic matter. Pages 446-489 in Brady NC, Weil RR, editors. *The nature and properties of soils*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Braniš M. 1999. *Základy ekologie a ochrany životního prostředí*. Informatorium, Praha.
- Buček A, Lacina J, Štěpánek V. 2017. Landscape and Landscape Ecology in the *Veronica Journal*. *Životné prostredie* **51**: 79-82.
- Burges A, Raw F. 1967. *Soil biology*. Academic press, London.
- Cimboláková I, Uher I, Laktičová KV, Vargová M, Kimáková T, Papajová I. 2019. Heavy metals and the environment. Pages 29-52 in Uher I, editor. *Environmental Factors Affecting Human Health*. IntechOpen, London.
- Datta S, Singh J, Singh S, Singh J. 2016. Earthworms, pesticides and sustainable agriculture: a review. *Environmental Science and Pollution Research* **23**: 8227-8243.
- Denlinger DL, Lee JR, Richard E. 2010. *Low temperature biology of insects*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Donner J, Adeniji HA. 1977. Eine Jahressukzession von Rotatorien aus dem Plankton des Kainji-Sees in Nigeria. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* **62**: 109-132.
- Dupont ST, Culman SW, Ferris H, Buckley DH, Glower JD. 2010. No-tillage conversion of harvested perennial grassland to annual cropland reduces root biomass, decreases active carbon stocks, and impacts soil biota. *Agriculture, ecosystems & environment*, **137**: 25-32.
- Edwards CA, Bohlen PJ. 1996. *Biology and ecology of earthworms*. Springer, London.
- Eijsackers H. 2011. Earthworms as colonizers of natural and cultivated soil environments. *Applied Soil Ecology* **50**: 1-13.
- Elhottová D, Šimek M. 2015. *Živá půda. Středisko společných činností AV ČR, Praha*.
- Eremin DI. 2016. Changes in the content and quality of humus in leached chernozems of the Trans-Ural forest-steppe zone under the impact of their agricultural use. *Eurasian Soil science* **49**: 538-545.
- Fontaneo D, Mlone G. 2003. On some rotifers new for the Italian fauna. *Italian Journal of Zoology* **70**: 253-259.
- Freckman DW. 1988. Bacterivorous nematodes and organic-matter decomposition. *Agriculture, Ecosystems & Environmen* **24**: 195-217.
- Háněl L. 1994. Composition and seasonal changes of soil nematode community in a Central European oak forest. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* **58**: 177-188.
- Holoubek I, Kohoutek J. 2001. *Persistentní organické polutanty*. Ministerstvo životního prostředí, Brno.
- Hruška J, Cienciala E. 2002. *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd: Limitující faktor současného lesnictví*. Český geologický ústav, Praha.
- Chen R, Zhang Q, Chen H, Weifeng Y, Yanguo T. 2021. Source apportionment of heavy metals in sediments and soils in an interconnected river-soil system based on a composite fingerprint screening approach. *Journal of Hazardous Materials* **411**: 125125.
- Jansson SL. 1960. On the humus properties of organic manures. II. Potential humus properties. *Kungliga Lantbrukshogskolans Annaler* **26**: 135-172.
- Jirout J, Pižl V. 2014. Effects of the endemic earthworm *Allolobophora hrabei* on soil microbial communities of steppe grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* **76**: 249-256.
- Johnson LL, Anulacion BF, Arkoosh MR, Burrows DG, Sila DAM, Dietrich J P, Myers MS, SPromberg J, Ylitalo GM. 2013. Effects of legacy persistent organic pollutants (POPs) in fish—current and future challenges. *Fish Physiology* **33**: 53-140.

Jongmans AG, Pulleman MM, Balabane M, Oort F, Marinissen JCY. 2003. Soil structure and characteristics of organic matter in two orchards differing in earthworm activity. *Applied Soil Ecology* **24**: 219-232.

Kanzari F, Syyakti AD, Asia L, Malleret L, Piram A, Mille G, Doumeng P. 2014. Distributions and sources of persistent organic pollutants (aliphatic hydrocarbons, PAHs, PCBs and pesticides) in surface sediments of an industrialized urban river (Huveaune), France. *Science of the Total Environment* **478**: 141-151.

Kardol P, Jonathan R. 2018. How anthropogenic shifts in plant community composition alter soil food webs. *F1000Research* **7**: 4.

Katsivela E, Moore ERB, Maroukli D, Strompl C, Pieper D, Kalogerakis N. 2005. Bacterial community dynamics during in-situ bioremediation of petroleum waste sludge in landfarming sites. *Biodegradation* **16**: 169-180.

Kaushal J, Khatri M, Arya SK. 2021. A treatise on Organophosphate pesticide pollution: Current strategies and advancements in their environmental degradation and elimination. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **207**: 111483.

Kizilkaya R, et al. 2011. Earthworm interactions with soil enzymes. In: *Biology of earthworms*. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 141-158.

Kooch, Yahya; Jalilvand, Hamid. 2008. Earthworms as ecosystem engineers and the most important detritivores in forest soils. *Pakistan Journal of Biological Science* **11**: 819-825.

Kozák J. 2002. *Pedologie*. Česká zemědělská univerzita, Praha.

Kwak JI, Nam SH, Kim SW, Bajagain R, Jeong SW, An YJ. 2019. Changes in soil properties after remediation influence the performance and survival of soil algae and earthworm. *Ecotoxicology and environmental safety* **174**: 189-196.

Laštůvka Z. 2004. *Zoologie pro zemědělce a lesníky*, 3. vydání Konvoj, Brno.

Lauber ChL, Hamady M, Knight R, Fierer N. 2009. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. *Applied and environmental microbiology* **75**: 5111-5120.

Lavelle P. 1983. The structure of earthworm communities. Pages 449-466 in Satchell JE, editor. *Earthworm ecology*. Springer, Dordrecht.

Lavelle P, Decans T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Margerie P, Mora P, Rossi J. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European journal of soil biology* **42**: S3-S15.

Lee KE. 1985. *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press, Sydney.

- Leinaas HP, Somme L. 1984. Adaptations in *Xenylla maritima* and *Anurophorus laricis* (Collembola) to lichen habitats on alpine rocks. *Oikos*: 197-206.
- Li X, Decanens T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Marerie P, Mora P, Rossi JP. 2002. Influence of earthworm invasion on soil microbial biomass and activity in a northern hardwood forest. *Soil Biology and Biochemistry* **34**: 1929-1937.
- Lowe ChN, Butt KR. 2005. Culture techniques for soil dwelling earthworms: a review. *Pedobiologia* **49**: 401-413.
- Maila MP, Cloete TE. 2004. Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: Are simplicity and cost-effectiveness the only advantages? *Reviews in Environmental science and bio/Technology* **3**: 349-360.
- Marley N. 2014. Taxonomy, systematics and ecology of the phylum Tardigrada [MSc. Thesis]. University of Plymouth, Plymouth.
- Meuser H. 2012. Soil remediation and rehabilitation: treatment of contaminated and disturbed land. Springer, Dordrecht.
- Mishra CSK, Samal S, Rout A, Pattanayak A, Acharya P. 2020. Evaluating the implications of moisture deprivation on certain biochemical parameters of the earthworm *Eudrilus eugeniae* with microbial population and exoenzyme activities of the organic substrate. *Invertebrate Survival Journal*: 1-8.
- Miyazaki A, Amano T, Saito H, Nakano Y. 2002. Acute toxicity of chlorophenols to earthworms using a simple paper contact method and comparison with toxicities to fresh water organisms. *Chemosphere* **47**: 65-69.
- Nelson DR, Guietti R, Rebecchi L. 2010. Tardigrada. Pages 455-484 in Thorp JH, Covich AP, editors. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, Italy.
- Neuhauser EF, Cukic ZV, Malecki MR, Loehr RC, Durkin PR. 1995. Bioconcentration and biokinetics of heavy metals in the earthworm. *Environmental Pollution* **89**: 293-301.
- Němeček J. 2004. Elektronický taxonomický klasifikační systém půd ČR. ÚVT a BENETA. Available from <https://klasifikace.pedologie.czu.cz/> (accessed March 2021).
- Pelosi C, Rombke J. 2016. Are Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) good indicators of agricultural management practices? *Soil Biology and Biochemistry* **100**: 255-263.
- Pižl V. 2015. Co víme o endemické žížale *Allolobophora hrabei*. *Živa* **5**: 236-239.
- Pommeresche R, Hansen S, Loes AK, Sveistrup T. 2010. Žížaly a jejich význam pro zlepšování kvality půdy. Bioinstitut a Bioforsk Organic, Olomouc.

- Ponge JF. 2000. Vertical distribution of Collembola (Hexapoda) and their food resources in organic horizons of beech forests. *Biology and fertility of soils* **32**: 508-522.
- Ravindran B, Wong JWC, Selvam A, Sekaran G. 2016. Influence of microbial diversity and plant growth hormones in compost and vermicompost from fermented tannery waste. *Bioresource technology* **217**: 200-204.
- Ricci C, Balsamo M. 2000. The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs. *Freshwater Biology* **44**: 15-28.
- Robidoux PY, Hawari J, Bardai G, Paquet L, Ampleman G, Thiboutot, Sunahara GI. 2002. TNT, RDX, and HMX decrease earthworm (*Eisenia andrei*) life-cycle responses in a spiked natural forest soil. *Archives of environmental contamination and toxicology* **43**: 379-388.
- Rusek J. 2006. Síla sukcese: Úloha půdních živočichů v sukcesi. *Živa* **4**: 169-176.
- Rusek J. 2007. Tundra a boreální lesy Kanady: Sukcese na pingu a rozhraní les–tundra. *Živa* **3**: 161-168.
- Shain DH. 2009. *Annelids in modern biology*. John Wiley & Sons, Indianapolis.
- Shi L, Sutter BM, Ye X, Tu BP. 2010. Trehalose is a key determinant of the quiescent metabolic state that fuels cell cycle progression upon return to growth. *Molecular biology of the cell* **21**: 1982-1990.
- Siddiky MRK, Kohler J, Cosme M, Rilling MC. 2012. Soil biota effects on soil structure: interactions between arbuscular mycorrhizal fungal mycelium and collembola. *Soil Biology and Biochemistry* **50**: 33-39.
- Sinha, Rajiv, Vlani, Dalsukhbhai, Shweta. 2010. *Environmental biotechnologies for bioremediation of contaminated lands and soil by microbes, plants and earthworms*. Nova Science.
- Šimek M. 2003. *Půda: Neživé složky půdy*. Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Šimek M. 2019. *Živá půda*. Academia, Praha.
- Šimek M, Elhottová D, Pižl V. 2015. *Živá půda*. AV ČR, Praha.
- Trierová X. 2018. *Chemicals for a sustainable future*. European Environment Agency, Copenhagen.
- Vavříček D, Kučera A. 2014. *Lesnická pedologie pro posluchače LDF Mendelu v Brně*. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Verhoef HA, Van Selm AJ. 1983. Distribution and population dynamics of Collembola in relation to soil moisture. *Ecography* **6**: 387-388.

- Vicena J. 2014. Vliv kvality opadu na dekompozici [BSc. Thesis]. Univerzita Karlova, Praha.
- Van Vliet PCJ, Beare MH, Coleman DC. 1995. Population dynamics and functional roles of Enchytraeidae (Oligochaeta) in hardwood forest and agricultural ecosystems. *Plant and Soil* **170**: 199-207.
- Vopravil J. 2015. Stav zemědělských půd v České republice s vazbou na vlastnicko-uživatelské vztahy. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha. Available from https://www.uzei.cz/data/usr_001_cz_soubory/vopravil_151001.pdf (accessed April 2011).
- Wallwork JA. 1970. Ecology of soil animals. McGraw-Hill, England.
- Wang S, Tan Y, Fan H, Ruan H, Zheng A. 2015. Responses of soil microarthropods to inorganic and organic fertilizers in a poplar plantation in a coastal area of eastern China. *Applied Soil Ecology* **89**: 69-75.
- Woerfel G. 1999. Modern Soil Microbiology. CRC Press, Boca Raton.
- Wu Y, Chen C, Wang G, Xiong B, Zhou W, Xue F, Qi W, Shu CH. 2020. Mechanism underlying earthworm on the remediation of cadmium-contaminated soil. *Science of The Total Environment* **728**: 138904.

