

Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Bakalářská práce

Vliv zemědělského managementu na erozi a půdní vlastnosti

The effect of agricultural management on erosion and soil properties

Kristýna Lišková

Školitel: prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc

Praha, červen 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité zdroje a literaturu. Dále prohlašuji, že tato práce ani její velká část nebyla použita pro získání jiného či stejného akademického titulu. Taktéž podpisem stvrzuji, že se předložená práce shoduje s verzí elektronickou.

V Praze

.....

Podpis

Poděkování

Děkuji panu prof. Mgr. Ing. Janu Frouzovi, CSc za jeho trpělivost, ochotu a cenné rady při vypracování práce, díky nimž práce mohla vzniknout. Dále poděkování patří Ing. Anitě Petrů a Ing. Petru Čápovi z Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půd za pomoc při odběru vzorků. A v neposlední řadě bych chtěla poděkovat Kateřině Čákové a Mgr. Jakubu Vicenovi za pomoc s laboratorním zpracováním vzorků. Také děkuji své rodině a přátelům, kteří mě po celou dobu podporovali.

Abstrakt

Práce přináší literární přehled zabývající se objasněním procesu eroze, vlivu na kvalitu půdy a postupů vedoucích ke zmírnění následků eroze. Jsou zde rozvedeny faktory, které proces eroze ovlivňují, dále je zmíněn vliv erozního působení na půdní uhlík a další vlastnosti půdy. Jsou představena protierozní opatření a půdoochranné technologie, které výrazně napomáhají ke zmírnění negativního vlivu.

Vlastní měření se zaměřuje na vliv půdoochranného zpracování na půdní organický uhlík a mikrobiální společenstvo, včetně aktivity enzymů. Byl využit pokus založený VÚMOP, při němž se sleduje vliv konvenčního hospodaření a půdoochranných technologií (konvenční orba se setím do širokého řádku, kypřený úhor, konvenční zpracování se setím do dvouřádku, strip-till jarní se setím do žita, bezorebné setí do žita) na erozi půdy. Kdy bylo sledováno zastoupení mikrobiální biomasy, respirace (bazální a substrátem indukovaná) a aktivita enzymů, respektive fosfatázy. Výsledky ukazují pozitivní ovlivnění všech sledovaných parametrů půdoochrannými opatřeními, spočívajícími v omezení zpracováním půdy, plochy s využitím no-till nebo strip-till vykazovaly lepší hodnoty.

Klíčová slova: eroze, půdoochranné technologie, půdní organický uhlík, no-till

Abstract

The study brings a literature overview of the erosion process, its impact on soil quality and methods leading to mitigation of consequences of erosion. The factors that influence the erosion process are elaborated here, as well as the influence of erosion on soil carbon and other soil properties. Anti-erosion measures and soil protection technologies are introduced, which significantly help to mitigate the negative impact.

The measurement itself focuses on the effect of soil protection measures on soil organic carbon and microbial biomass, including activity of enzymes. An experiment established by VÚMOP was used, which monitors the influence of conventional tillage and conservation tillage (conventional tillage with seedbed in wide row, loosened wasteland, conventional tillage with seeding in two-rows, strip-till with seeding in rye, no-till seeding in rye) on soil erosion. The occurrence of microbial biomass, respiration (basal and substrate-induced) and enzymatic activity, respectively phosphatase, were observed. The results show a positive influence of all observed parameters by conservation tillage, consisting in reduced tillage. The assumption was confirmed, the areas where no-till or strip-till was used, showed better values.

Key words: erosion, conservation tillage, soil organic carbon, no-till

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Literární přehled.....	2
2.1	Eroze – významný přírodní proces s negativními důsledky v agroekosystémech	2
2.2	Příčiny zvýšení míry eroze	3
2.3	Proces půdní eroze.....	4
2.4	Faktory ovlivňující erozi	4
2.4.1	Určení ohroženosti půdy vodní erozí	5
2.4.2	Vodní eroze	7
2.4.3	Větrná eroze	9
2.4.4	Určení ohroženosti větrnou erozí	10
2.5	Vliv eroze na vlastnosti půdy a půdní profil.....	10
2.6	Význam půdy v uhlíkovém cyklu.....	11
2.7	Vliv eroze na uhlíkový cyklus	11
2.8	Vliv eroze na produktivitu	12
2.9	Protierozní opatření a půdoochranné technologie zpracování.....	13
2.9.1	Protierozní opatření	14
2.10	Půdoochranné technologie.....	16
2.10.1	Vliv půdoochranných technologií na vlastnosti půdy	17
3	Vlastní experimentální studie – stanovení hypotéz	19
4	Materiál a metodika	19
4.1	Místo odběru.....	19
4.2	Odběr vzorků	20
4.3	Úprava vzorků	20
4.4	Metody analýz	20

4.4.1	Respirace	20
4.4.2	Uhlík a dusík mikrobiální biomasy	21
4.4.3	PLFA	21
4.4.4	Fosfatáza.....	22
4.5	Statistické zpracování dat	22
5	Výsledky	23
5.1.1	Respirace	23
5.1.2	Uhlík a dusík mikrobiální biomasy	25
5.1.3	Aktivita enzymu fosfatáza.....	28
5.1.4	PLFA	29
6	Diskuse.....	31
7	Závěr	32
8	Literatura.....	33

1 Úvod

Eroze je proces, jenž je na Zemi přítomen po celou dobu geologického vývoje a významnou měrou přispěl a přispívá k formování krajiny dnes i v minulosti. Člověk v současnosti přeměnil řadu přírodních ekosystémů pro své potřeby (Morgan, 2005). Jedním z důsledků změny obhospodařování půdy, zejména půdy ve svažitém terénu, je výrazné urychlení eroze a to měrou, která ohrožuje nebo komplikuje zemědělské využití těchto pozemků a zhoršuje i ostatní ekosystémové služby, které tyto pozemky poskytují. Problémy jsou spojeny hlavně s vysokými ztrátami půd a v závislosti na tom i se ztrátami půdních vlastností klíčových pro produktivitu půdy. Spolu s erodovaným materiálem odcházejí z půdy živiny, jež musí být nahrazovány finančně nákladnými hnojivy. Proto vyvstala otázka, jestli se nedá procesu zabránit, nebo jej alespoň zpomalit (Janeček et al., 2012). Navíc ztráta půdy přináší další komplexní poškození agroekosystémů a snižuje jejich schopnost poskytovat i další mimoprodukční funkce, jako je zadržování uhlíku a vody v krajině a mnohé jiné. Navíc erozí splavné živiny a sedimenty mohou působit další nežádoucí komplikace.

Pro zpomalení procesu bylo vytvořeno mnoho protierozních opatření, které začínají na úrovni organizace hospodaření a končí technickými zásahy do krajiny. Mezi tato opatření patří i využití půdoochranného zpracování půdy, které zamezuje zvýšení míry eroze a spolu s tím ztrátě tolik potřebných živin (Podhrázská and Dufková, 2005).

Účinnost protierozních opatření je ale zřídka ověřována v souvislosti s jejich vlivem na další půdní vlastnosti. Zejména víme málo o vlivu protierozních opatření na biologické vlastnosti půd. To je přitom velmi důležité, protože mikrobiální biomasa pomáhá při stmelování půdních agregátů, které následně ovlivňují odolnost půdy proti erozi řadou mechanismů.

Cílem mé práce je popsat proces eroze, její dopad na agroekosystémy, a objasnit způsoby, kterými lze erozi zmírnit a zlepšit půdní vlastnosti. Zároveň také budou experimentálně hodnoceny vlivy jednotlivých protierozních opatření na kvalitu půdy, zejména jejího mikrobiálního osídlení. Bude se zájímáno o to, jaký vliv má eroze a potažmo půdoochranná opatření na zásobu půdního organického uhlíku. Další zkoumanou otázkou bude, jaký vliv má eroze a zvolený způsob managementu na celkové množství mikrobiální biomasy, její respiraci a aktivitu enzymů. Hypotézy experimentální části práce jsou uvedeny v části 3.

2 Literární přehled

2.1 Eroze – významný přírodní proces s negativními důsledky v agroekosystémech

Eroze je geologickým relativně pomalým procesem, během kterého dochází k uvolnění a odnosu půdy a k jejímu uložení v jiné části krajiny, případně ve vodním ekosystému (Nearing et al., 2017). Dochází k odnosu zejména malých a lehkých částic. Hnací silou těchto přesunů je vodní nebo větrná energie. Spolu s těmito frakcemi dochází i k transportu půdní organické hmoty, půdního organického uhlíku. Proces eroze vytvořil současnou krajinu tak, jak ji známe. Vlivem času došlo k odnosu půd z nestabilních, návětrných a svažitých ploch a k jejich usazení v údolích. Právě tento proces podpořil vznik úrodných ploch v okolí řek a pomohl k rozvoji lidské civilizace. Z tohoto hlediska je potřeba erozi vnímat jako nezbytnou součást přírodních procesů (Lal, 2005).

Jak již bylo řečeno, eroze se vyskytuje v přírodě a je součástí řady klíčových geologických a biogeochemických procesů, jako je denudace pohoří, ukládání sedimentů, koloběh fosforu, a mnoha dalších (Nearing et al., 2017). Díky antropogenní činnosti došlo ke zrychlení půdní eroze oproti erozi přirozené až patnáctkrát. Toto značné urychlení eroze lidskou činností činí z eroze velmi nežádoucí proces, který narušuje normální fungování ekosystémů a ohrožuje možnost poskytování ekosystémových služeb (Nearing et al., 2017). Vlivem větší míry eroze dochází ke zvýšení rizika záplav, sesuvů půdy či k riziku udržitelnosti zemědělství. Díky erozi dochází ročně k obrovským ekonomickým nákladům na odstranění škod s ní spojených. Největším problémem je pak eroze způsobená vodou (Morgan, 2005).

Jedná se o proces, který je ovlivněn nejen přírodními vlivy, ale významnými a nezanedbatelnými jsou i faktory sociální, ekonomické a politické. Dochází k vytváření stále větších nároků na půdu, na to, aby se zvyšovala produkce. Jedním z vysvětlení zvýšené míry eroze může být velký nárůst populace, tudíž zvýšené nároky na pěstování. Dalším faktorem může být skutečnost, že došlo k opuštění vesnického způsobu života a opuštění tradičních metod zemědělství a k přiklonění se k větší mechanizaci zemědělství a s ním spojeným zvětšování ploch. Příkladem je zborcení terasovitých polí v Jemenu a následné odplavení půdy, ke kterému došlo po odstěhování obyvatel (Morgan, 2005).

Nárůst eroze je pozorován od počátku vzniku moderního zemědělství, a dochází tak k postupnému vyčerpání půdy, jednoho z nejdůležitějších přírodních zdrojů. Vlivem zvýšené rychlosti eroze byly od počátku intenzivního zemědělství nevratně zničeny miliony hektarů kdysi produktivní půdy (Lal, 2003). Odhaduje se, že je celosvětově vodní erozí zasaženo více než 1000 Mha půdy a větrnou více než 500 Mha půdy. Najdeme samozřejmě i místa, která jsou erozí ovlivněna více, tj. náhorní plošiny nebo aridní půdy (Lal, 2003; Olson et al., 2016).

Půda je jedním z nejdůležitějších přírodních zdrojů a díky erozi dochází k jejím významným ztrátám a degradaci (Weil and Brady, 2017). Dochází k odnosu úživných půd a ke snížení její produktivity, protože společně s půdními částicemi jsou odnášeny i živiny a organický materiál. Dalším významným důsledkem a hrozbou způsobenou zejména větrnou erozí je proces desertifikace. Dochází tak k rozšiřování neúrodných ploch. Dalším rizikem je eutrofizace vod, která je také spojená s erozí, kdy jsou spolu s erodovanou půdou odnášeny i látky jako dusík nebo fosfor (Fournier, 2011).

Eroze nepůsobí negativně pouze v místě vzniku, kde jsou škody způsobené hlavně v zemědělství, tedy přímo odnosem části půdního profilu nebo vytvořením krust a následným snížením úrodnosti ploch. Negativní vliv má i sediment, který se ukládá mimo původní pozemky. Může dojít k zanesení vodních toků, nádrží nebo příkopů, čímž dojde ke snížení jejich kapacity a s tím spojenému zvýšení rizika záplav (Holý, 1994). Zanesení sedimenty negativně ovlivňuje i drenážní a odvodňovací systém, hlavně v případě špatného provedení. Putující masa erodované půdy může také způsobit zaplavení silnic. Dalším problémem je i možnost kontaminace zásob pitné vody. V odnášeném materiálu je navázáno množství chemických látek hlavně ze zemědělství, pesticidy, herbicidy, hnojiva aj. (Fournier, 2011; Morgan, 2005).

2.2 Příčiny zvýšení míry eroze

Nejdůležitější příčinou eroze je odstraňování vegetace. K tomuto kroku dochází, aby mohly být realizovány nové stavby. Velké změny přináší například stavba komunikací, kdy dochází ke změně odtokového režimu plochy. Za redukci vegetačního pokryvu je zodpovědná i těžba dřeva nebo rozsáhlá pastva. Velkou roli hraje i změna typu vegetace na jednotlivých územích (Fournier, 2011).

Odstranění vegetace jednak zesiluje působení erozních sil větru a vody, protože při odstranění vegetace mohou tyto působit přímo na povrch půdy, navíc jak protékající voda, tak vítr jsou vegetací bržděné a působí pak na půdu menší silou. Naopak odstranění vegetačního pokryvu sílu působení zvětšuje (Busari et al., 2015). Kvůli odstranění vegetace dochází i ke zhoršení hydrologických vlastností, zejména k evaporaci nebo nižší schopnosti infiltrace, dále k odstranění potenciální zásoby organické hmoty, díky níž se snadněji tvoří půdní agregáty, a půda se stává více náchylnou. Nedostatek nebo odstranění biomasy proto snižuje tvorbu agregátů a půda se stává méně soudržnou (Zuazo and Pleguezuelo, 2009). Bohužel i přes tyto skutečnosti způsobuje současný způsob zemědělského využití to, že zůstává půda ve většině případů po velkou část roku bez vegetačního pokryvu, čímž jsou způsobeny velké ztráty.

Vegetace zajišťuje odolnost půdy nejen nadzemní částí, ale významný vliv má i kořenový systém. Kořenový systém drží půdu pohromadě a znesnadňuje její odnos vlivem vodní či větrné síly (Lal, 1998).

Dalším problémem je disturbance půdy kultivací, zejména pak při jejím špatném provedení, jakým je například špatná orientace orby, která napomáhá odnosu ornice, čímž dochází ke ztrátě úrodnosti půdy. Orba napomáhá i vytvoření nežádoucích brázd pro odtok erodované půdy (Fournier, 2011). Dalším výrazným příkladem je špatná volba pěstovaných plodin, kdy některé nedokáží zmírnit postupující erozi (Basic et al., 2004).

2.3 Proces půdní eroze

Eroze je dle typu vnějších sil, které zaviňují přenos půdy, dělena na vodní, mezi tu můžeme zařadit i erozi způsobenou vodou z odtávajícího sněhu, a větrnou. Jak již názvy erozí napovídají, hlavní přenosnou silou pro erozi vodní je voda, zejména pak působení dešťových kapek a následné toky vody. Za erozi větrnou je zodpovědná síla větru (Pimentel and Kounang, 1998).

Samotný proces eroze je složen z několika fází. Nejprve dojde vlivem působících sil k oddělení materiálu z původního místa. Jedná se hlavně o lehkou a malou frakci půdy, která může být přenesena na delší vzdálenosti a která je náchylnější k mineralizaci. Dalším krokem po oddělení je rozbíjení půdních agregátů působením síly dešťů nebo větru (Holý, 1994). K rozrušení agregátů dochází například rychlým ponořením do vodního prostředí, tlakem vzduchu, nárazem dešťové kapky nebo střetem dvou agregátů. Po rozbití agregátů přichází samotný transport materiálu a jeho přerozdělení v krajině. Posledním krokem je uložení přenášeného materiálu na jiné místo v krajině, většinou na místo propadliny, případně uložení materiálu spolu s vodou do vodního ekosystému (Helgason et al., 2010; Lal, 2005).

K narušení agregátů může docházet nejen působením srážek a větru, ale také intenzivní orbou nebo pošlapáním hospodářskými zvířaty (Fournier, 2011).

Transport materiálu může být způsoben přes velkou plochu, kdy působí zejména povrchový odtok, intenzivní srážky nebo vítr. Ale může docházet i k transportu v jakýchsi stružkách a kanálcích (Morgan, 2005).

2.4 Faktory ovlivňující erozi

Rychlost a intenzitu eroze ovlivňuje mnoho vnějších faktorů. Mezi nejdůležitější patří srážky, vzhled terénu nebo zvolený způsob hospodaření. Své místo mají i vlastnosti půdy. K zabránění nebo zmírnění následků jednotlivých faktorů je důležité správné hospodaření na plochách (Pimentel and Kounang, 1998).

2.4.1 Určení ohroženosti půdy vodní erozí

Hodnocení náchylnosti půdy k vodní erozi, je založeno na hodnocení několika kritérií. Pro určení ohroženosti půdy vodní erozí se uplatňují výše zmíněné faktory, které jsou spojeny v rovnici. Jedná se o tzv. USLE, tj. *Univerzální rovnice pro ztráty půdy erozí*, kterou vyslovili pánové Wischmeier a Smithe (Ahmad and Verma, 2008). Rovnice slučuje ohroženost půdy erozí, ale i účinek použitých protierozních opatření. Použitím rovnice získáme míru ohrožení ve formě tzv. přípustných ztrát pro dané území, to jsou ztráty, které stále ještě zajišťují dostatečnou úrodnost plochy. Rovnice zahrnuje parametry, které jsou počítány ze standardní plochy o výměře 22,13 metrů a velikostí sklonu 9 %, kdy tato plocha byla po významné dešťové srážce kypřena a obdělávána jako úhor (Janeček et al., 2012).

Rovnice je udávána ve tvaru $G = R * K * L * S * C * P$, kde

G znázorňuje průměrné dlouhodobé ztráty udávané v $t \cdot ha^{-1} \cdot rok$,

R je faktorem odrážející erozní účinek deště,

K je faktor erodovatelnosti, který odráží půdní strukturu, texturu, obsah organické hmoty ve vrchní vrstvě i propustnost půdního profilu,

L udává délku svahu, respektive jeho nepřerušenu délku,

S vyjadřuje sklon měřené plochy,

C je parametrem, který vyjadřuje ochranný vliv vegetačního pokryvu,

P je kritériem, díky kterému je do rovnice zahrnut vliv protierozních opatření (Wischmeier and Smith, 1978).

Tato rovnice lze ale použít pouze pro období celého roku, není použitelná pro zjištění ztrát jednotlivých srážek. A rovnice také neuvažuje ukládání sedimentů erodované půdy, pouze vyjadřuje průměrnou hodnotu ztrát, jež byly uvolněny vodou (Janeček et al., 2012; Novotný et al., 2017).

2.4.1.1 R

Jak bylo řečeno výše, hodnota tohoto faktoru vyjadřuje účinnost, se kterou působí na danou plochu dešť. Tento faktor byl odvozen zejména proto, že lze dohledat velké množství dat právě o srážkových úhrnech (Janeček, 2008). Tento fakt nám v případě, že jsou ostatní faktory konstantní, vyjadřuje přímou závislost půdních ztrát na kinetické energii deště při jeho maximální intenzitě v časovém úseku 30 minut. Hodnota faktoru je závislá na četnosti jednotlivých srážek, na kinetické energii, úhrnu srážek i na jejich intenzitě. Pro správné určení faktoru musí být zahrnuty jak silné,

tak středně silné srážkové události, vychází se proto z dlouhodobých hodnot. Zároveň se ale vynechávají srážky, které nedosáhly úhrnu 12, 5 mm a při kterých nespadlo alespoň 6, 25 mm za čtvrt hodiny (Ahmad and Verma, 2008; Janeček et al., 2012) .

2.4.1.2 K

Tento faktor vyjadřuje míru erodovatelnosti půdy na dané ploše. Erodatelností půdy se rozumí ztráta půdy v $t \cdot ha^{-1}$ na jednotku faktoru R . Pro stanovení tohoto faktoru je možné využít třech metod. První metoda vychází z matematického vztahu odvozeného pro K , druhá odečítá jeho hodnotu z normogramu a poslední určuje faktor přibližně podle půdních jednotek nebo půdních typů (Wischmeier and Smith, 1978). Při použití první a druhé metody je nutné učinit odběr vzorků na daném území a vzorek podrobit rozboru. První metodu lze využít pouze tehdy, nepřekročí-li obsah částic velikosti 0,002 – 0,1 mm 70% hranici (Janeček et al., 2012).

2.4.1.3 L, S

Hodnoty těchto faktorů odrážejí topografii území. Tyto dvě samostatná kritéria po spojení vytváří v tzv. topografický faktor, který udává poměr půdních ztrát z pozemku vztažených ke standardnímu pozemku o velikosti 22, 13 m a svažitosti 9 %. Pro určení tohoto součinu lze využít GIS a digitální modely. Podíváme-li se na jednotlivé složky faktoru, L udává nepřerušenu délku svahu. Termínem nepřerušena je myšlena délka od horní hranice pozemku až do jejího přerušeni nějakým prvkem (Wischmeier and Smith, 1978). Zároveň ale maximální délka hovoří o 400 m. Délka svahu může také znamenat vzdálenost od místa, kde vzniká půdní odtok, k místu uloženi sedimentů. S udává sklon terénu. Ztráty se vzrůstající hodnotou faktoru S stoupají. Takto získané hodnoty ale nedokáží zahrnout nerovnoměrnosti terénu, jako například odchylky od sklonu (Janeček et al., 2012).

2.4.1.4 C

Tímto faktorem je do výpočtu zahrnuta míra ochranného vlivu vegetace a managementu. Projevem tohoto faktoru se rozumí přímá a nepřímá ochrana půdního povrchu. Přímou je rozuměno, že chrání před ničivým působením kapek nebo zpomaluje rychlost odtoku (Wischmeier and Smith, 1978). Nepřímo napomáhá k lepší pórovitosti a infiltraci. Hodnota faktoru je přímo úměrná pokryvnosti vegetace a hustotě porostu. Dokonalou pokryvností disponují travní porosty, oproti tomu špatnou pokryvnost mají širokořádkové plodiny. K určení hodnoty je znovu použit poměr mezi zjišťovanou plochou a standardním obdělávaným úhorem. Pro zjištění konečného faktoru se provádí měření v 5ti obdobích, kdy počátečním je období podmínky a konečným obdobím je období strniště. Faktor C je nutné spojit s faktorem R pro zahrnutí množství srážek v jednotlivých obdobích (Janeček et al., 2012).

2.4.1.5 P

Kritérium je poměrem zmírnění půdních zrátek vlivem opatření, zejména pak ve formě zmírněné orby či tvorby teras (Wischmeier and Smith, 1978). Toto kritérium je zahrnuto pouze tehdy, jsou-li na ploše přítomná nějaká protierozní opatření. V tom případě se ve faktoru odráží jejich účinnost. Pokud je přítomnost opatření vyloučena, potom je hodnota faktoru $P = 1$, což značí největší ohrožení (Janeček et al., 2012).

2.4.2 Vodní eroze

Vodní erozi samozřejmě z vnějších faktorů nejvíce určují povětrnostní podmínky, zejména množství a intenzita srážek. Kromě nich ji ovlivňují i kvalita půdy, svažítost terénu, vegetační pokryv nebo zvolený management (Morgan, 2005)

2.4.2.1 Srážky

Srážky jsou jedním z nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují proces eroze. Jejich největší ničivá síla je pozorovatelná na plochách bez vegetace nebo na holých místech mezi vegetací. Při přímém dopadu dešťové kapky na povrch způsobí její kinetická síla rozpadnutí půdního agregátu a zároveň působí utužení půdy (Zuazo and Pleguezuelo, 2009). Rozpadnutý agregát poskytne materiál k přesunu. Utužení půdy vede ke tvorbě krust, jež je způsobené ucpáním pórů jemnými částicemi, které odstrikují spolu s kapkami odrážejícími se od půdy (Morgan, 2005).

Největší hrozbou jsou intenzivní krátkodobé srážky, které přinesou velké množství vody, jež není schopna se vsáknout do špatnou kultivací poničené půdy. Podoba chování srážek při dopadu na různé půdy se liší, větší dopady mají srážky na půdách suchých (Holý, 1994). Menší dopad mají srážky i na půdu, která má dobrou schopnost infiltrace. Z časového hlediska lze říci, že největší podíl mají málo intenzivní, ale časté srážky, protože intenzivních krátkodobých dešťů je malé množství (Fournier, 2011; Morgan, 2005).

Míru eroze ovlivňuje roční úhrn srážek. Morgan uvádí, že při úhrnu pod 450 mm dochází při srážkách ke zvýšení eroze. Při úhrnu mezi 450 a 650 mm naopak dochází ke snížení eroze, ale to hlavně vlivem většího pokryvu vegetací, který je způsoben dostupností vody. A při úhrnu nad 1700 mm dochází potlačení funkce vegetace a eroze je znovu silnější (Morgan, 2005).

Tvorba krust spojených se srážkami je ovlivněna nejen intenzitou srážek, ale i půdním druhem. Půdní druhy, které mají vyšší pružnost, jsou odolnější, jsou to například půdy s obsahem jílu. Naopak půdy hlinité tvorbu podporují (Fournier, 2011).

Prímý dopad dešťových kapek způsobuje přenos hlavně jemných a lehkých částic. Částice větších rozměrů jsou potom přepravovány proudem vody, ve který se velké množství vody přemění. Toky tvoří kanálky a stružky, kterými je větší materiál přepravován (Morgan, 2005).

Někdy může dojít i k podpovrchovému odtoku, který rozpohybuje půdní masu pod povrchem a způsobí nestabilitu, která vede k proboření nebo odtržení celé části nad tokem (Morgan, 2005).

2.4.2.2 Struktura a vlastnosti půdy

Dopad eroze ovlivňuje také struktura půdy. Půdy, které obsahují velké množství velkých částic, napomáhají dobré infiltraci, tudíž zmírňují erozi. Ke zmírnění eroze dochází díky menšímu přebytku vody, která může odtéct a odnést půdní materiál. Stejně pozitivně ovlivňují erozi i písčité půdy. Positivní dopad na míru eroze mají i půdy jílovité. Všeobecně půdy jemné jsou erozí ohrožené více než půdy jílovité (Fournier, 2011).

Povrchy půd, které jsou pokryty překážkami, napomáhají k narušení souvislosti toku s erodovaným materiálem a ke zpomalení rychlosti proudění. Mohou pomoci zadržet tok a zmírnit následky (Fournier 2011; Morgan 2005).

2.4.2.3 Terén

Podoba terénu výrazně ovlivňuje míru eroze. Všeobecně lze říci, že čím větší svažitost, tím větší míra eroze. A zároveň i čím delší svah, tím náchylnost stoupá (Wischmeier and Smith, 1978). Pokud je délka svahu přílišná, dochází v kritické vzdálenosti od vrcholu k rozpohybování vodní masy obsahující půdní částice a k jejímu přesunu směrem ze svahu. Rychlost pohybu vzrůstá se svažitostí terénu. K částečnému zmírnění napomáhají překážky ve svahu (Fournier, 2011).

Na svažitých územích může dojít až k 50% ztrátám organického uhlíku, které jsou způsobeny erozí, oproti plochám rovným (Olson et al., 2016).

2.4.2.4 Vegetace

Pokrytí povrchu vegetací velmi výrazně napomáhá čelit intenzitě eroze. Eroze působí primárně na plochách bez vegetace, případně na plochách s velkými mezerami mezi rostlinami. Znamená to tedy, že půda, která leží ladem, je nejvíce ohrožena erozí. Vegetační pokryv zabraňuje přímému dopadu srážek na půdu, čímž snižuje energii srážek a zabraňuje rozbití půdních agregátů (Nearing et al., 1987). Vegetace zároveň fixuje půdu svými kořeny a zabraňuje jejímu odnosu. Díky vegetaci vstupuje do půdy organický materiál, který zlepšuje strukturu půdy a napomáhá k tvorbě stabilních agregátů, čímž zvyšuje schopnost infiltrace a zároveň snižuje negativní účinky eroze (Fournier, 2011; Morgan, 2005).

Dokonce i samotný druh pěstované vegetace na určitém místě může napomoci ke zmírnění následků. Při pěstování plodin, které jsou více zapojené, dochází ke zmírnění vlivu. Naopak plodiny v širokých řádcích erozi nezabraňují (Aziz et al., 2013).

2.4.2.5 Management

Způsob využití ploch může negativně nebo pozitivně ovlivnit dopad eroze. Určité typy hospodaření napomáhají k zabránění nebo zmírnění eroze. Nejvýznamnější vliv má špatně zvolený způsob orby nebo výsadby/výsevu rostlin. Asi nejjednodušším způsobem k zabránění eroze je orba přes svah (Morgan, 2005). Tento způsob může až o 25 % snížit riziko eroze. Oproti orbě po svahu zabraňuje vytvoření brázd, kterými může proudit odplavovaný materiál. Stejně jako orba může pozitivně ovlivnit erozi i vysazování plodin. Pokud dojde k vysazení kolmo (přes) svah, vytvoří se tím bariéry, které pomohou zabránit odtoku materiálu spolu s vodou (Fournier, 2011).

Důležitým faktorem je i samotná orba. Přílišná intenzita zpracování narušuje půdní strukturu (Gadermaier et al., 2012), ničí schopnost infiltrace. Způsob hospodaření, kdy jsou na polích zanechány zbytky plodin, napomáhá ke stabilitě půdy a zabraňuje jejímu odnosu v době, kdy je nejnáchylnější (Vach et al., 2018). Touto dobou je myšlena doba těsně po osetí nebo osázení plochy. Velmi pozitivně ovlivňuje míru eroze i bezorebné hospodaření, díky kterému nedochází k odkrytí půdní plochy (Aziz et al., 2013).

2.4.3 Větrná eroze

Tento typ eroze je velice významný na plochách, které byly nechány ležet ladem. Znamená to tedy, že důležitým činitelem je přítomnost vegetace. Dalším faktorem jsou půdní vlastnosti nebo zvolený způsob managementu (Novotný et al., 2017).

2.4.3.1 Vegetace

Vegetace je důležitým prvkem, který při svém výskytu, napomáhá k zastavení větrného proudu. Naopak odstraněním vegetačních bariér dochází k plošnému působení větrného poryvu. Pro větrnou erozi je významným prvkem na obdělávaných půdách přítomnost mezí, kde jsou zastoupené dřeviny (Holý, 1994). Právě ty spolehlivě naruší větrný proud. Důležitými jsou i keře, které díky nízkému vzrůstu zabraňují přesunům půdy těsně nad povrchem (Janeček et al., 2012).

2.4.3.2 Vlastnosti půdy

Ohrožení větrnou erozí se týká zejména lehkých půd, půd s vysokým obsahem písku. Dále jsou větrnou erozí více zasažena místa suchá oproti plochám nasycených vodou. Výrazně náchylnější je půda s nižším obsahem jílu a s malým obsahem půdních agregátů. Pokud je v půdě přítomno méně než 40 % neerodovatelné frakce, stává se půda vysoce náchylnou k větrné erozi (Morgan, 2005).

2.4.3.3 Management

Stejně jako u eroze vodní dokáže pozitivně nebo negativně ovlivnit větrnou erozi zvolený management. U větrné eroze je důležité vybírat na náchylná místa takové plodiny, které zmírní vliv větrné síly, zejména plodiny s velkým zapojením (Novotný et al., 2017). Významným je i zajištění dostatečného zvlhčení půdy a podpoření takového typu hospodaření, který napomůže vzniku půdních agregátů.

Negativní vliv na působení větru má i načasování jednotlivých zemědělských úkonů. Například provedení orby či kypření v době sucha výrazně napomáhá odnosu půdních částic (Morgan, 2005).

2.4.4 Určení ohroženosti větrnou erozí

Ke zjištění míry ohroženosti pozemku větrnou erozí se využívá tzv. míry erodovatelnosti. Tu lze stanovit jako průměrnou, aktuální nebo předpokládanou. K určení hodnoty se využívá vlastností větru, jeho rychlosti a směru. Při výpočtu se vychází z předpokladu, že při vyšším výskytu jílu v půdách, k větrné erozi nedochází. Z tohoto důvodu je ve výpočtu zahrnut obsah jílu v půdě (Novotný et al., 2017).

Dále lze využít laboratorního rozboru a do výpočtů použitím jiné rovnice kromě obsahu jílnatých částic zahrnout obsah různých frakcí v půdě. Podrobit je procesu mrznutí - rozmrznutí a vysoušení a počet opakování také zahrnout. Poslední vstupní hodnotou je i vlhkost půdy. Výsledná hodnota tohoto výpočtu pak udává obsah neerodovatelných frakcí v půdě (Janeček et al., 2012).

2.5 Vliv eroze na vlastnosti půdy a půdní profil

Jak již bylo vysloveno výše, proces eroze má velký vliv na půdní vlastnosti. Ovlivňuje jak fyzikální, tak chemické. V důsledku působení vnějších sil větru a vody dochází k velkým půdním ztrátám, díky nimž se zmenšuje mocnost půdního profilu (Lal, 1998). Na povrch prostupují vlastnosti neúrodných spodních vrstev (Lal, 2018). Kvůli odnosu horních částí půdního profilu, zejména ornice, dochází mimo jiné i ke zmenšení efektivní kořenové hloubky. Kromě ztrát půdního profilu je typickým projevem eroze zanechání výrazně šterkovitějšího a až kamenitějšího prostředí. Na povrch půdy prostupují neodnesené částice, jež byly pro přenos příliš těžké. Zároveň dochází vlivem procesu ke zhoršení prostupnosti půdy pro vodu, který je způsoben zejména ucpáním půdních pórů a vytvořením povrchové krusty (Pimentel and Kounang, 1998).

Vlivem eroze dochází také k rozpadu půdních agregátů, které zajišťují nejen větší odolnost půdy vůči erozi, ale také zabraňují zrychlenému úbytku půdního uhlíku. Tímto procesem se volně dostáváme ke zhoršení chemických vlastností (Roose et al., 2005). Eroze má výrazný negativní vliv na přítomnost a rozmístění pro rostliny důležitých minerálních látek a živin. Tyto látky se nacházejí převážně v horní části profilu, v ornici, jež je přímo zasažena erozí (Nie et al., 2019).

Spolu s erodovaným materiálem z půdy odcházejí prvky jako N, P, K nebo Ca, které jsou pro růst rostlin zásadní (Lal, 2018). Zároveň dochází k jejich nerovnoměrnému rozložení po krajině, neboť v erodovaném materiálu, který sedimentoval v depresích krajiny, může být několikanásobně vyšší obsah těchto látek než ve zbylé neerodované půdě. Některé studie uvádějí, že obsah živin v sedimentech je přibližně třikrát větší. Je odnášen i organický materiál, kdy obsah v sedimentech může být až pětinasobný (Lal, 2018; Pimentel and Kounang, 1998).

Asi nejvýznamnějším prvkem, který je ovlivněn erozí, je půdní organický uhlík (Nie et al., 2019). Ten je ovlivněn hlavně nedostatkem organického materiálu a rozbíjením půdních agregátů. Kvůli erozi dochází k výraznému přispění k uvolňování CO₂ do atmosféry a eroze tak přispívá k zintenzivnění skleníkového efektu (Quinton et al., 2010).

2.6 Význam půdy v uhlíkovém cyklu

Globálně se vyskytuje několik zásobníků uhlíku. Jedním z nich, a nepochybně velkým, je rezervoár terestrický, který zahrnuje půdu a vegetaci. Tento zásobník sdružuje zásoby půdního organického uhlíku a půdního anorganického uhlíku. V půdě je uloženo přibližně 2300 Pg C/ 1m hloubky. Znamená to, že toto množství zde uloženého uhlíku je přibližně 4krát větší než zásoba uhlíku v atmosféře. Zároveň ale dochází k interakcím mezi všemi rezervoáry uhlíku, k tokům uhlíku mezi jednotlivými rezervoáry (Lal, 2003).

Eroze je jeden z dějů, který přispívá ke zvýšení podílu skleníkových plynů v atmosféře. Jedná se zejména o CO₂, CH₄ a Nox. Jednou z příčin zvýšení množství emisí je proces roznosu půdního organického uhlíku po krajině, ke kterému výrazně přispívá využívání půdy, zejména pak zpracování půdy, které zahrnuje předset'ovou úpravu půdy nebo drenáže (Lal, 2005). Kromě zvýšení emisí kvůli odkrytí dříve nepřístupného materiálu a jeho zpřístupnění pro mikrobiální a oxidační procesy, má svůj podíl i samotná zemědělská technika. Emise CO₂ uvolněné do atmosféry a pocházející z půdy činí cca 2 Pg/rok. Toto množství pochází hlavně ze zpracování půdy a jeho snížením by mohlo přispět ke snížení vlivu skleníkového efektu (Lal, 2003; Olson et al., 2016).

Půdní ekosystémy ale pouze neuvolňují uhlík. Právě půdní ekosystémy dokáží uhlík i velmi dobře vázat a zabraňovat jeho uvolnění do atmosféry (Nie et al., 2019). Tento proces se děje i u erodovaných materiálů, kdy jsou sedimenty roznášeny větrnou nebo vodní silou ukládány hluboko do prohlubní v krajině (Lal, 2005).

2.7 Vliv eroze na uhlíkový cyklus

Vlivem zvýšené rychlosti a velkého rozsahu půdní eroze dochází ke zvýšení emitace půdy. Z půdních ekosystémů jsou uvolňovány dosud uložené zásoby organického uhlíku. Ke zvyšování emitace výrazně přispívá narušení rovnováhy půdního organického uhlíku, ke kterému dochází

přeměnou přírodních ekosystémů na ekosystémy zemědělské, a tím zvýšení půdní eroze. Vlivem těchto přeměn dochází ke snížení návratnosti biomasy do půdních ekosystémů a ke změně energetické bilance půdy (Lal, 2005).

V důsledku změn ve využívání půdních ploch dochází ke zvýšení oxidace organického materiálu, tím ke ztrátám půdního organického uhlíku. Jeho zásoby jsou výrazně snižovány taktéž procesem eroze. Ztráty organického uhlíku nepříznivě ovlivňují zemědělské procesy, díky kterým dochází k postupnému vyčerpání půdy. Dochází ke ztrátám humusového materiálu, který je až z 50 % tvořen uhlíkem (Lal, 2005, 2003).

Půdní organický uhlík je ovlivněn proto, že vlivem rozbíjení půdních agregátů dochází ke zpřístupnění uhlíku, který v nich byl uložen a chráněn tak před procesy mineralizace. Zásoby půdního organického uhlíku jsou ovlivněny ve všech fázích eroze. K mineralizaci dochází jak v místě eroze, tak i při přenosu materiálu (Morgan, 2005). Díky tomu, že erodovaný materiál obsahuje velké množství organického uhlíku, dochází v místě uložení materiálu ke zvýšení podílu organické hmoty a k jeho uložení. V místě uložení dochází i ke znovuvytvoření agregátů v podobě organo-minerálních komplexů. Jedná se tedy také o pedogenní proces, protože nově vzniklé půdy obohacené o uhlík vykazují odlišnost od půd původních (Helgason et al., 2010; Lal, 2003).

Vlivem uložení sedimentu na nových místech v krajině může dojít k několika procesům. Může dojít k hlubokému uložení uhlíku a obohacení půdy organickým materiálem a zvýšení její produktivity. Zároveň může dojít k mineralizaci zpřístupněného organického uhlíku a přispění k jeho uvolnění do atmosféry. Případně může dojít ke vzniku anaerobních podmínek a k methanogenezi či denitrifikaci organického uhlíku, tudíž přispěním k uvolnění CH_4 a NO_x do atmosféry (Lal, 2003).

Naopak v místě eroze dochází k vyčerpání půdního organického uhlíku, k degradaci organické hmoty mikroorganismy. To vede ke snížení čisté primární produkce. Vlivem eroze může dojít i k odhalení vrstev s uhlíčitany a jejich následné reakci s kyselými materiály a ke vzniku CO_2 , tudíž zvýšení emisí do atmosféry (Lal, 2003; Olson et al., 2016).

2.8 Vliv eroze na produktivitu

Eroze ovlivňuje produktivitu hned několika faktory. Souvislost eroze a produktivity lze vysvětlit tím, že procesem eroze dochází ke ztrátám zejména ornice, vrchní úrodné vrstvy půdy bohaté na humus (Larson et al., 1983). Dále dochází ke zhoršení podmínek pro kořenění a příjem vody. Erodovaná půda také ohrožuje semena a semenáčky, kdy dochází k jejich zasypání a „pohřbení“ pod velkou vrstvou půdy, která znesnadňuje klíčení. Mimo to dochází vlivem odtoku k poškození

samotných rostlin. Tyto faktory způsobují pokles výnosu a produktivity půd (Pimentel et al., 1987).

Na druhou stranu produktivita může být na erodovaných i neerodovaných půdách srovnatelná. Je to ale za cenu výrazného nárůstu ekonomických nákladů na hnojení erodovaných půd. Tento postup proto nezajišťuje dlouhodobě udržitelné hospodaření (Cruz, 1982).

Vliv hloubky ornice na produktivitu byl dokazován mnohými experimenty. V těchto experimentech byla záměrně měněna hloubka vrstvy ornice. Změna hloubky ornice vyvolaná jejím mechanickým odstraněním změnila kvalitu a vlastnosti půdy. K odstranění ornice docházelo buď seškrábnutím či drastickým způsobem orby. Odstraněním ornice bylo přispěno k vzrůstu eroze. Na takto upravených plochách byla porovnávána produktivita s plochami, na nichž k odstranění nedošlo (Lal, 1998).

Například v Kanadě v Manitobě bylo zjištěno, že na plochách s odstraněnou ornici klesal výnos pšenice v závislosti na mocnosti odstraněné vrstvy. Bylo také zkoušeno odstranění ornice a zároveň přidání N a P na plochy nebo místo odstranění ornice její přidání. V těchto pokusech byly na ploše s přidavkem N vyšší výnosy pšenice, ale stále byl výnos výrazně nižší než na plochách s ornici přidanou či neodstraněnou. Mimo pšenici byl výnos zkoumán i na sóje, která vykazovala stejně jako pšenice vyšší výnos při vyšší vrstvě ornice (Lal, 1998).

Výnos byl zkoumán i na plochách, kde nedošlo k jednorázové manipulaci s orniční vrstvou. Na takových plochách byly záměrně vytvořeny podmínky, které podporují erozi, jako ponechání holé půdy, intenzivní orba. Tyto plochy byly porovnávány s plochou, kde byla použita nějaká protierozní opatření. V tomto případě bylo použito jemné pletivo umístěné těsně nad povrchem. Toto provedl v Keni Gachene a kol (1997) a pozorovali úbytek odtoku na pozemcích chráněných (Pimentel et al., 1987).

2.9 Protierozní opatření a půdoochranné technologie zpracování

Protierozní opatření, zejména pak půdoochranné technologie zpracování půdy, patří mezi základní postupy, kterými lze zmírnit nebo zabránit erozi. Díky správným zemědělským postupům lze přispět k zachování úrodnosti půdy, zmírnit její degradaci (Podhrázká and Dufková, 2005). Existuje několik kategorií protierozních opatření a zároveň několik způsobů půdoochranného zpracování půdy. Některé typy jsou vhodné k zabránění erozi vodní, jiné k zabránění erozi větrné. Všeobecně lze říci, že všechna opatření snižují přímý účinek sil vnějších činitelů na povrch půdy nebo zmenšují plochu erozního působení (Busari et al., 2015).

2.9.1 Protierozní opatření

Protierozní opatření lze rozdělit podle typu působení eroze na opatření proti vodní erozi a proti větrné (Novotný et al., 2017).

2.9.1.1 Opatření proti vodní erozi

Tento druh opatření se snaží zejména snížit působení vodní masy a působení dešťových kapek na povrch půdy. Lze je rozdělit na opatření organizačního, agrotechnického a technického charakteru (Janeček et al., 2012).

2.9.1.1.1 Organizační opatření

Organizační opatření závisí hlavně na výběru vhodného pozemku pro danou plodinu a na postavení pozemku. Pozemky by měly být umístěny tak, aby jejich delší strana byla kolmo ke svahu, tj. ve směru vrstevnic (Janeček, 2008). Důležitá je i samotná velikost pozemku a jeho tvar. Velikost pozemku ve směru svahu by neměla přesahovat hodnotu, jež byla zjištěna použitím USLE. Mezi organizační opatření řadíme i vhodné načasování jednotlivých zemědělských úkonů a správné střídání plodin. Správným načasováním je myšlen včasný výsev nebo podmítání a orba v době s nižší pravděpodobností intenzivních dešťů, které by ohrozily holou půdu (Novotný et al., 2017).

Mezi organizační opatření patří i volba, jak bude zemědělský pozemek využíván. Plochy, které jsou erozí ohroženy natolik, že je znemožněno kvůli půdním ztrátám využití pro zemědělské plodiny, by měly být zatravněny (Podhrázká and Dufková, 2005). Zatravnění chrání plochu před přímým působením deště a napomáhá jeho vsaku. Zatravnění by se mělo využívat také v přímých drahách nepříznivého toku nebo okolo vodních toků (Janeček et al., 2012).

Velmi důležitá je volba rozmístění plodin na pozemcích a výběr plodin dle ohrožení pozemku. Například širokořádkové plodiny (kukuřice, okopaniny) by měly být pěstovány na rovinných plochách, kde je ohrožení erozí nejmenší (Novotný et al., 2017). Na plochách se středním ohrožením je vhodné při pěstování širokořádkových plodin zařadit střídání s plodinami podporujícími ochranu proti erozi, tj. víceleté pícniny, nebo je možné osít celou plochu obilninami. Podíváme-li se na nejúčinnější plodiny, jsou jimi jetel a vojtěška a následují obilniny. Nejrizikovější jsou plodiny širokořádkové, kukuřice, okopaniny. Na ohrožených pozemcích je dobré střídání chránící a nechránící plodiny v pásech, kdy nechránící jsou ve stejně širokých pásech a chránící mezi nimi v pásech různě širokých (Janeček et al., 2012; Novotný et al., 2017).

2.9.1.1.2 Agrotechnická opatření

Tato opatření jsou založená zejména na snížení délky období, kdy jsou plochy bez vegetace. Pro zkrácení času se využívá takových postupů, při kterých jsou využity zbytky plodin a meziplodiny.

Největším rizikem je období dešťů, kdy jsou nejprve ohroženy širokořádkové plodiny a okopaniny, poté plochy, které jsou již připravené na výsev ozimých druhů plodin a zůstávají tak bez ochranné vegetace (Seitz et al., 2019).

U širokořádkových plodin a k odstranění ploch bez vegetačního ochranného pokryvu se využívá právě půdoochranného zpracování, kdy nedochází k obracení půdy, naopak na plochách je použito mulčování a setí probíhá do podplodiny, mulče či slámy. Dále je vhodné využít meziplodiny (Janeček et al., 2012).

2.9.1.1.3 Technická opatření

Opatření technického charakteru spočívají hlavně v budování prvků, které zkrátí délku/plochu, na které působí erozní činitelé. Technická opatření se využívají zejména tam, kde je potřeba ochránit zástavbu nebo komunikace či vodní díla. Mezi nejběžněji používané prvky patří průlehy, příkopy, hrázky, terasy, meze či nádrže (Janeček et al., 2012).

Průlehy jsou mělké široké příkopy, které zachycují přebytečnou odtékající vodu a napomáhají k jejímu bezpečnému odvedení z pozemku (Janeček, 2008). Nádrže jsou budovány zejména tam, kde vzniká vysoké riziko zaplavení ploch pod zemědělskou plochou. Nádrže musí být vybudovány s dostatečnou kapacitou, aby byly schopny zadržet odtékající vodu a s ní odplavenou půdu. Součástí nádrže musí být hráz, díky níž lze nádrž vypustit (Janeček et al., 2012).

Meze se využívají společně s průlehy, které doplňují. Tato dvojkombinace se využívá hlavně u průlehů do 5 % sklonu. Meze slouží k přehrazení délky svahu a napomáhají zadržení proudící vody (Janeček et al., 2012).

Budování hrázek se uplatňuje při potřebě ochránit zástavbu či komunikace. Jde o vyvýšená místa, jež jsou zatravněná. Výška hrázky musí být dostatečně velká, aby zabránila pokračování proudící vody. Kvůli hromadění vody před hrázkami je důležité, aby byly hrázky opatřeny výpustí (Janeček et al., 2012; Novotný et al., 2017).

Terasy jsou budované nejen ke zmírnění svažitosti terénu, čímž dochází ke zmírnění eroze, ale i k možnosti obdělávání ohrožených ploch. Rozdělení plochy na jednotlivé terasy musí být takové, aby stupeň odtoku z teras nedosáhl nebezpečného stupně. Budování hrázek je ale spojeno s velkým rizikem spočívajícím v narušení ekologických mechanismů daného území (Janeček et al., 2012).

2.9.1.2 Opatření proti větrné erozi

Proti větrné erozi je nejúčinnější obranou vegetační pokryv, který zamezuje odnosu půdních částic. Vegetační pokryv lze zajistit správným výběrem pěstovaných plodin, kdy nejúčinnější ochranou jsou trvalé travní porosty (Podhrázská and Dufková, 2005) a z pěstovaných plodin víceleté pícniny

a ozimé druhy obilí. Dále napomáhá stejně jako u eroze vodní využití půdoochranných technologií zpracování půdy, kdy je zamezeno ponechání holé půdy (Morgan, 2005).

Proti větrné erozi jsou účinná i některá organizační opatření, která souvisí s umístěním pozemku zvoleným střídáním plodin. Umístění pozemku musí být takové, aby delší strana pozemku směřovala kolmo ke směru převládajícího větrného proudění. Účinným opatřením je pěstování plodin v pásech, kdy se střídají trvale zatravněné pásy s obdělávanou ornou půdou, nebo plodiny odolnější a méně odolné (Janeček et al., 2012).

Velice významnou ochranou je vytváření ochranných lesních, křovinných nebo travních pásů, tzv. větrolamů. Tyto pásy snižují působení rychlosti větru a zabraňují působení větru na velké vzdálenosti. Keře hrají důležitou roli v přerušení přízemního proudění větru. Jako větrolamy se používají i umělé ploty, které plní tutéž funkci (Novotný et al, 2017).

Ke zmírnění projevů větrné eroze přispívá zlepšení půdní struktury pěstováním plodin, jež napomáhají tvorbě půdních agregátů. Jedním z možných variant je i zlepšení vlhkostních poměrů na daném území, zejména u půd lehkých, například použitím mulče (Novotný et al., 2017).

2.10 Půdoochranné technologie

Jak již bylo výše uvedeno, eroze půd může vést ke ztrátě půdního organického uhlíku a to má za následek negativní dopad na všechny projevy biologického oživení půd. Kromě toho půdoochranné technologie často jednak hromadí půdní uhlík, jednak často souvisí s dlouhodobým nebo trvalým vegetačním pokryvem dané plochy (Baker and Saxton, 2007). Vegetace je zdrojem čerstvé organické hmoty, která může dále zvyšovat aktivitu půdních mikroorganismů. Aktivita půdních mikroorganismů může naopak podporovat formování půdních agregátů, a tím zvyšovat odolnost půd vůči erozi (Tang et al., 2011).

Zpracování půdy, mechanická manipulace s půdou, ovlivňuje nejen produktivitu, ale i půdní vlastnosti a erozní účinky (Batey, 2009). Pro zlepšení a zachování půdní kvality se přistupuje ke zmírnění intenzity mechanického zpracování. Půdoochrannými technologiemi se rozumí takové technologie, které napomáhají zlepšení půdních vlastností, hlavně ukládání organického uhlíku, a napomáhají zmírnění eroze zkrácením nebo vynecháním nebo minimalizací období bez vegetace. Jsou to technologie, při nichž zůstává povrch z minimálně 30 % pokrytý biomasou (Busari et al., 2015). Mimo to tento typ zpracování má příznivý účinek na půdní faunu, například zlepšuje činnost žížal, a na vodní poměry. Tyto postupy přispívají k navrácení biomasy do půdy, čímž napomáhají zlepšení obsahu organické hmoty, s tím souvisejícímu zlepšení tvorby agregátů a ukládání organického uhlíku (Sipilä et al., 2012). Zlepšení obsahu půdního organického uhlíku dokazuje i pokus z Nigérie, kde došlo ke zlepšení o 8 % oproti zpracování konvenčnímu (Lal and

Kimble, 1997). Vyšší zastoupení půdního uhlíku na plochách s redukovanou orbou zaznamenal i Gadermaier, který předkládá zvýšení téměř o 20 % (Gadermaier et al., 2012).

Mezi způsoby obdělávání půdy v ochranném režimu zařazujeme bezorebnou technologii, tzv. no-till, kdy není půda mechanicky otáčena vůbec. Další typy jsou s minimálním mechanickým zpracováním, tzv. strip-till, kdy se nakypří pouze úzký proužek, do kterého je zasetá plodina (Morgan, 2005; Novotný et al., 2017).

Mezi bezorebné technologie patří setí do mulče. Mulč může být několikerého typu. Jednak se mohou plodiny sít do mulče z rostlinných zbytků plodiny předchozí, tj. do strniště, druhá může být jako mulč použita meziplodina, která je buď umrtvená chemicky na jaře, kdy se jedná o tzv. ozim, tedy plodinu setou na podzim, nebo se využívá plodin, které nepřezimují a umrznou. Takové postupy se využívají zejména u širokořádkových plodin, například kukuřice (Janeček et al., 2012; Li et al., 2016).

Strip-till technologie spočívá v nakypření pouze místa přímo určeného k setí. Znamená to tedy, že v okolí řádků zaseté plodiny se vyskytuje biomasa. Nevýhodou tohoto typu je potřeba speciálního secího stroje (Novotný et al., 2017; Morgan, 2005).

Jako jednu z možností ochranné technologie můžeme uvést i setí v úzkých řádcích, oproti řádkům širokým (Janeček et al., 2012). Tento způsob výsevu pomáhá vytvořit lepší zapojení rostlin a tím zmírnit účinky eroze. U brambor se používá tzv. hrázkování nebo důlkování. To spočívá ve vytvoření hrázek nebo důlků v meziradí hrůbku, čímž se dá zamezit odtoku vody (Novotný et al., 2017).

K podpoření vsakování vody na plochách s širokořádkovými plodinami se využívá i tzv. palečkování, dlátování či podrývání. Všechny tři typy se využívají k nakypření povrchu mezi řádky, díky němuž se zlepšuje infiltrace a sníží povrchový odtok. Dlátování je hlubší než palečkování, tím i efektivnější. Podrývání je prokypření do hloubky minimálně 35 cm a kromě zlepšení infiltrace i zmenší míru zhutnění (Novotný et al., 2017).

2.10.1 Vliv půdoochranných technologií na vlastnosti půdy

Půdoochranné technologie mají pozitivní vliv na míru eroze ve srovnání s konvenčními způsoby. Tyto ochranné technologie jsou tedy významným činitelem v boji proti zhoršení půdních vlastností, snížení produktivity půdy, ztrátě organické hmoty a v neposlední řadě ztrátě půdního uhlíku (Aziz et al., 2013).

Při použití no-till technologie dochází ke zlepšení fyzikálních vlastností půdy zejména v horních několika centimetrech půdy. Všeobecně jsou vlastnosti výrazně lepší u no-till než u konvenčního

zpracování, kdy dochází k intenzivnímu mechanickému obdělávání (Cruz, 1982). Při použití bezorebných technologií dochází ke zlepšení nasycenosti půd vodou. Díky lepšímu nasycení vodou se stává voda dostupnější pro rostliny (Vach et al., 2018). Pokrytí povrchu vegetací zabraňuje k rychlému vypařování vody z půdního materiálu. Se sníženým výparem souvisí i snížení teploty půdy pod technologií no-till. No-till technologie vykazují i vyšší výnosy plodin v období sucha, zejména díky lepšímu zadržování vody (Busari et al., 2015).

Na plochách obdělávaných bezorebným způsobem dochází vlivem snížení eroze k vyššímu zastoupení vyměnitelných kationtů Ca, Mg, K oproti konvenčním plochám. Kromě těchto důležitých živin dochází i k výrazně vyššímu zastoupení půdního organického uhlíku, jak již bylo řečeno výše. Výrazně lepší vlastnosti na plochách s použitím no-till ve svých studiích potvrzuje i Lal (1997) (Lal and Kimble, 1997). Při použití bezorebné technologie je výrazně vyšší i hustota kořenového systému. To potvrzuje i studie Malhi a Lemke, kdy hmotnost kořenů pod no-till stoupla o 22 % (Busari et al., 2015; Malhi and Lemke, 2007).

Použití půdoochranných způsobů podporuje i aktivitu půdních enzymů a zvyšuje podíl mikrobiální biomasy v půdě (Govaerts et al., 2007). To ve své studii dokládají Mikanová a Javůrek. Ti zjistili všeobecně lepší aktivitu všech testovaných enzymů. Zároveň dokládají, že v no-till systémech je výrazně lépe zastoupen uhlík mikrobiální biomasy (Mikanova et al., 2006). Vyšší aktivitu enzymů i zastoupení biomasy lze vysvětlit pomalejší dekompozicí organických látek, tudíž jejich hromadění v horní vrstvě půdy. Vyšší aktivitu enzymů, například fosfatáz, zaznamenala i studie, kterou provedli Kandeler a kol. (1999), jež uvádí, že vyšší aktivita je zejména v horních 10 cm půdy pod no-till technologií. Ve vrstvách nižších již není znatelný rozdíl (Kandeler et al., 1999). To, že půdoochranné technologie ve srovnání s konvenčním způsobem výrazně zlepšují také množství celkové mikrobiální biomasy půdy, potvrzuje studie Gadermaiera a kol., kteří zjistili výrazné ovlivnění biomasy zvoleným managementem. Jejich výsledky ukazují, že biomasa je vyšší v horních vrstvách půdy obdělávané redukovanou orbou (Gadermaier et al., 2012). Zvýšení mikrobiální biomasy přibližně o 30 % na plochách s no-till potvrzuje i Mangalassery. Ten potvrzuje i zvýšení aktivity enzymů. (Mangalassery et al., 2015).

3 Vlastní experimentální studie – stanovení hypotéz

Hlavním cílem této studie bylo posouzení vlivu různých půdoochranných variant na biologické vlastnosti půd. Předmětem zkoumání bylo zastoupení uhlíku mikrobiální biomasy, míra respirace a s ní související zastoupení uhlíku. Dále byla zkoumána aktivita enzymu fosfatázy a pomocí metody PLFA byly zjištěny hodnoty zastoupení celkové mikrobiální biomasy, tj. hub a bakterií.

Na základě literárního přehledu předpokládám následující **hypotézy**: 1) použití půdoochranného zpracování půdy vede k nárůstu zastoupení mikrobiální biomasy v půdě. 2) obsah uhlíku a dusíku v půdě je vyšší na plochách s minimálním způsobem obdělávání oproti konvenčnímu způsobu. 3) aktivita enzymů, respektive fosfatázy, je vyšší v půdě s půdoochrannými technologiemi.

4 Materiál a metodika

4.1 Místo odběru

Vzorky byly odebrány na pokusné zemědělské ploše Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy. Plocha se nachází nedaleko obce Třebsín u Jílového u Prahy. Plocha se nachází v území, které je součástí Benešovské pahorkatiny. Pokusná zemědělská parcela se vyznačuje svažitostí přibližně 8 ° a leží v nadmořské výšce asi 340 m. n. m.. Podloží tvoří zejména žuly, jež jsou z části zakryty spraší. Půdy, jež se zde nacházejí, jsou hluboké a středně těžké. Půdním druhem jsou hlinito-písčité půdy a typem kambizemě modální. Ze stránky klimatických podmínek se území nachází v mírně teplém a mírně vlhkém regionu. Průměrný roční úhrn srážek se pohybuje přibližně okolo 500 mm a teplota je přibližně 7,4 °C.

Na této ploše je vytvořeno deset ploch s pěti různými způsoby zpracování půdy. Každý způsob byl tedy ve dvou opakováních. Plochy byly o rozměru 3 x 20 m. Každá plocha byla ohraničena gumovým pruhem, který byl částečně zakopán (Obr. 1). Tři ze způsobů byly způsoby, jejichž vliv měl být dokázán, a dva další byly kontrolní. Na všech plochách byla pěstovanou plodinou kukuřice. Plochy sloužící ke kontrole byly obdělávány úhor a konvenční zpracování se setím do širokého řádku. Plochami prověřovanými byly strip-till jarní se setím do žita, bezorebné setí do žita a konvenční zpracování se setím do dvouřádku.



Obr. 1: Pokusná plocha v Třebšíně, foto: VÚMOP

4.2 Odběr vzorků

Pro studii byly použity vzorky odebrané v roce 2018 a 2019. Odběr vzorků v těchto letech se mírně lišil. Bylo to z toho důvodu, že v roce 2018 prováděl odběr pracovník z VÚMOP.

Odběr vzorků byl prováděn za použití zahradní lopatky. Byla odebrána půda do hloubky přibližně 10 cm. Na každé ploše bylo odebráno šest vzorků, dva vzorky byly odebrány v horní části polička, dva ve střední části a dva ve spodní části. Vzorky byly odebírány v pravé a levé části polička. Každý odebraný vzorek byl složen z odběrů ze třech míst v blízké vzdálenosti od sebe. Odběr vzorků proběhl v období od dubna do září třikrát, tj. 23. 4. 2019, 24. 6. 2019 a 5. 9. 2019.

V roce 2018 proběhl odběr taktéž třikrát. Z každého polička byl ale odebrán pouze jeden vzorek, nedošlo tedy k rozdělení podle pozice na svahu. Odběry byly provedeny v datech 20. 4. 2018, 27. 6. 2018 a 5. 9. 2018.

4.3 Úprava vzorků

Před samotným analyzováním vzorků, bylo nutné vzorky přesít přes síto. Pro některé analýzy, PLFA a určení aktivity fosfatáz, byly vzorky zlyofilizovány, tj. vysušeny mrazem. Pro každou analýzu bylo pak navážené potřebné množství půdy.

4.4 Metody analýz

4.4.1 Respirace

Pro měření byla použita metoda, kdy bylo do lahvičky naváženo 10 g půdy. Půda byla ovlhčena 2 ml H₂O. K půdě byl vložen kalíšek s 2 ml NaOH a lahvička byla uzavřena. Byla ponechána cca 48 hodin. Po 48 hodinách byly vyjmuty kalíšky a jejich obsah byl přenesen do kádinky. Do kádinky byl přidán BaCl₂ a indikátor fenolftalein. Takto připravený vzorek byl titrován do zblednutí pomocí HCl. Po titrování byly znovu vloženy kalíšky s NaOH ponechány dalších 48 hodin.

V případě respirace substrátem indukované, byl k půdě přidán 1ml glukózy (27,5 g glukózy/200 ml vody). A následující postup byl stejný s tím rozdílem, že bylo do kalíšků nalito 7 ml NaOH.

4.4.2 Uhlík a dusík mikrobiální biomasy

Pro měření byla použita půda z bazální respirace. Půda v lahvičkách byla rozdělena na poloviny, tedy 5 g a 5 g, aby vznikly dva vzorky. Polovina vzorků byla vložena spolu s chloroformem do exsikátoru a fumigována po dobu třech dní.

Ke druhé polovině vzorků bylo přidáno 40 ml K_2SO_4 a vzorky byly třepány na třepačce po dobu 45 minut. Po třepání byly vzorky přefiltrovány přes filtrační papír a filtrát byl přelit do scintilačních lahviček.

Vzorky, které byly fumigovány, byly po třech dnech připraveny stejným způsobem.

4.4.3 PLFA

Pomocí analýzy fosfolipidických mastných kyselin byly zjištěny koncentrace celkové mikrobiální biomasy, hub, bakterií, grampozitivních a gramnegativních, a aktinobakterií.

Do zkumavek bylo naváženo mezi 1 – 2 g lyofilizované půdy. Do zkumavek byl přidán pufr, metanol a chloroform, vzorky byly třepány na Vortexu a následně byly zkumavky ponechány ve tmě při pokojové teplotě 60 minut. Po 60 minutách byly vloženy do centrifugy na 5 minut. Následně byla Pasteurovou pipetou odpipetována horní fáze do vialek. Do zkumavek byl znovu přidán metanol a chloroform, následně byl znovu použit Vortex a vzorky vloženy do tmy, tentokrát na 45 minut. Poté znovu vloženy do centrifugy a byla odpipetována horní fáze a spojena s předchozí. Postup byl zopakován ještě jednou, ale temná fáze trvala pouze 30 minut.

K odpipetovanému supernatantu byl přidán pufr a chloroform, byl použit Vortex a vzorky byly vloženy do ledničky a ponechány do druhého dne. Druhý den byly vloženy do centrifugy a byla odpipetována spodní část do vialek. Ke zbytku byl znovu přidán chloroform, použit Vortex a centrifuga a znovu odpipetována spodní část a spojena s předchozí.

Vzorky byly odpařeny dusíkem, byl přidán chloroform a byly nanесeny na chloroformem promyté kolonky. Po úplném zasáknutí vzorků do kolonek byly promývány nejprve chloroformem, pak acetonem a nakonec metanolem.

Vzorky byly znovu odpařeny dusíkem, byl přidán toluen a metanol, byly zvortexovány a bylo přidáno 0,2 M KOH v bezvodém metanolu a vzorky byly inkubovány při teplotě 37 °C po dobu 15 minut.

Poté byl přidán hexan, chloroform, 1M kyselina octová a destilovaná voda. Byl použit Vortex a centrifuga. Horní část byla přenesena do vialek a ke vzorkům byl znovu přidán hexan a chloroform, použit Vortex a centrifuga. Znovu byla odebrána horní fáze a spojena s předchozí. Postup byl ještě

jednou zopakován. Vzorky byly znovu odpařeny dusíkem a byl přidán hexan a standard. Nakonec byly vzorky přeneseny do vialek a uzavřeny krimpovacími kleštěmi.

4.4.4 Fosfatáza

Do 50 ml bylo naváženo 0,5 g lyofilizované půdy. Ke vzorku bylo přidáno 25 ml acetátového pufru. Vzorky byly homogenizovány pomocí Turraxu. Dále byly připraveny destičky pro měření na spektrofotometru. Na destičky byly napipetovány substráty MUF o různých koncentracích pro kalibrační řadu a dále DMSO. Na destičku byly přidány vzorky a destičky byly umístěny do termoboxu vyhřátého na 40 °C na dobu 125 minut, kdy po 5 minutách bylo provedeno první měření a po dalších 120 minutách druhé.

4.5 Statistické zpracování dat

Vliv zásahu (půdoochranné technologie), pozice na svahu a data odběru byl porovnán pomocí třícestné ANOVA. ANOVA byla vypočtena pomocí Statistika 10. Před vlastní ANOVA byla data testována na homogenitu a normalitu a bylo-li třeba, byla následně standardizována ln+1. Byla-li ANOVA v některé skupině parametrů statisticky významná, byl aplikován LSD post hoc test. U vzorků z r. 2018, které byly odebrány pracovníky VÚMOP, nebyla rozlišena poloha na svahu, proto byla použita dvoucestná ANOVA.

Pro vizualizaci vlivu na složení mikrobiálního společenstva studovaného metodou PLFA byla použita analýza hlavních komponent (PCA), ta byla vypočtena pomocí programu Canoco.

5 Výsledky

Výsledky byly získány z obou let. Pro získání výsledků z roku 2019 byly provedeny výše uvedené analýzy. Hodnoty pro rok 2018 byly z větší části provedeny v laboratořích VÚMOP. Pouze data analýzy PLFA byly získány námi z půdy, která byla uchována zmražením.

5.1.1 Respirace

- Bazální respirace 2019

Na základě provedení ANOVA (Tab. 1) bylo zjištěno, že statisticky významný na bazální respiraci má dle Tab. 1 vliv pozice a doby odběru. Bazální respirace se liší mezi jednotlivými způsoby hospodaření a zároveň se liší i v závislosti na poloze na svahu. Hodnoty respirace zároveň klesaly s pozdější dobou odběru vzorků. Při první odběru, 23. 4. 2019, byly hodnoty respirace vyšší než při posledním, 5. 9. 2019.

Při prvním odběru vykazovaly nejvyšší hodnoty vzorky odebrané z plochy, která byla obdělávána konvenčně a na které byl použit široký řádek. Nízkou respiraci pak kypřený úhor. Hodnoty respirací ovšem nebyly znatelně rozdělené dle formy hospodaření.

Při druhém odběru měl nejnížší respiraci kypřený úhor a konvenční orba s použitím širokého řádku. Nejvyšší hodnoty respirace se objevily u bezorebného setí do žita a strip – tillu do žita.

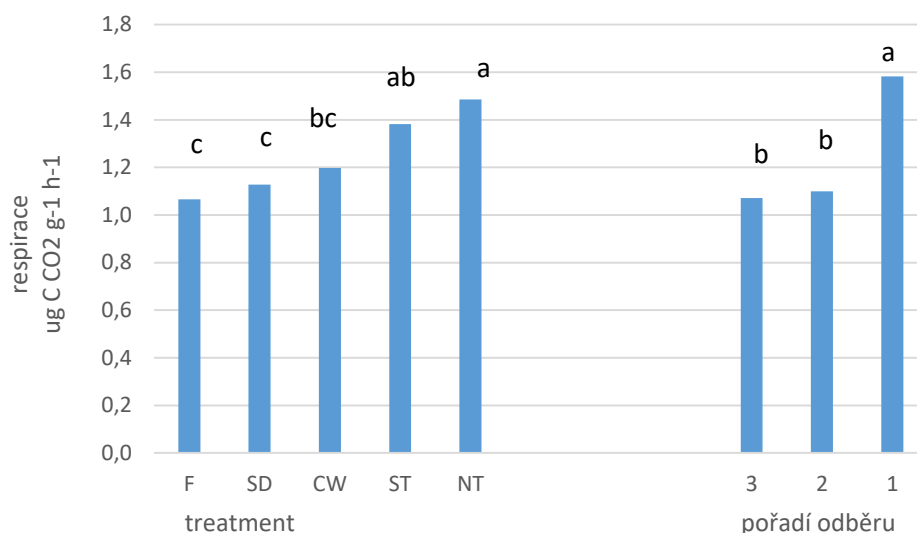
Poslední odběr vykazoval nejnížší respiraci opět u kypřeného úhoru a nejvyšší hodnoty se objevovaly u bezorebného setí do žita a u strip – tillu.

Vývoj respirací vykazoval klesající tendenci, respirace byla vyšší po první provedené respiraci než po respiraci druhé.

Celkově se nechá říci, že respirace byla ovlivněna jak treatmentem, tak dobou odběr, celkově nevyšší respirace byla v prvním odběru, a v bezorebném treatmentu. (Obr. 2). Respirace byla ovlivněna i pozicí na políčku, nejvyšší hodnoty byly u vzorků odebraných ve spodní části.

Faktor	F	p
Protierozní treatment (T)	71,309	< 0,001
pozice (P)	0,848	0,008
odběr (O)	19,813	< 0,001
T*P	1,989	0,200
T*O	22,016	< 0,001
P*O	0,356	0,391
T*P*D	3,738	0,207

Tab. 1 Statistická významnost faktorů podle ANOVA



Obr. 2: Mikrobiální respirace. Názvy jednotlivých variant: bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek SD, konvenční orba široký řádek CW, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Statisticky homogenní skupina jsou označeny stejnými písmeny, dvoucestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0.05$.

- Substrátem indukovaná respirace 2019

Při měření koncentrací uhlíku po přidání glukózy bylo zjištěno, že hodnoty respirace významně vzrostly.

Nejnižší hodnoty respirací byly u všech odběrů zjištěny u kypřeného úhoru a u konvenční orby s využitím dvouřádku. Nejvyšší respiraci vykazovalo použití bezorebného způsobu hospodaření.

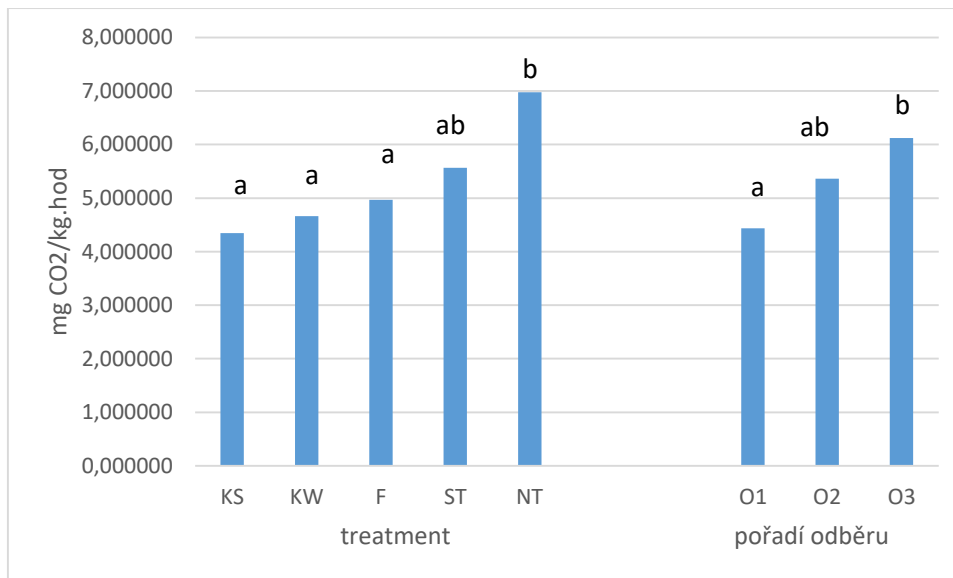
Tentokrát ovšem došlo k poklesu hodnot po opakování měření pouze u části vzorků. U velké části vzorků respirace zůstala stejná, nebo dokonce vzrostla. Tato skutečnost mohla být způsobena pomalou aktivací mikroorganismů.

- Respirace 2018

Výsledky z tohoto roku jsou ochuzené o vliv pozice na svahu. Podle ANOVA (Tab. 2) byl stejně jako v roce 2019 zjištěn významný statistický vliv doby odběru a treatmentu. S využitím ANOVA byly nejvyšší hodnoty respirace zjištěny u vzorků, kde byl použit bezorebný způsob. Naopak výrazně nižší hodnoty vykazoval úhor. Nízké hodnoty byly také u konvenčního širokého řádku (Obr. 3). Nejvyšší hodnoty respirace ale byly oproti roku 2019 zaznamenány při posledním odběru.

Faktor	F	p
treatment (T)	25,852	0,019
odběr (O)	14,209	0,029
T*O	9,736	0,627

Tab. 2: Statistická významnost faktorů dle ANOVA



Obr. 3: Mikrobiální respirace 2018. Názvy jednotlivých variant: bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek KS, konvenční orba široký řádek KW, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Statisticky homogenní skupina jsou označeny stejnými písmeny, dvoucestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0.05$.

5.1.2 Uhlík a dusík mikrobiální biomasy

- Uhlík mikrobiální biomasy 2019

Při prvním odběru byly vysoké hodnoty mikrobiální biomasy zjištěny u konvenční orby se širokým řádkem. Hodnoty ale nebyly zřetelně děleny dle způsobu obdělávání, hodnoty mikrobiální biomasy procházejí napříč všemi vzorky.

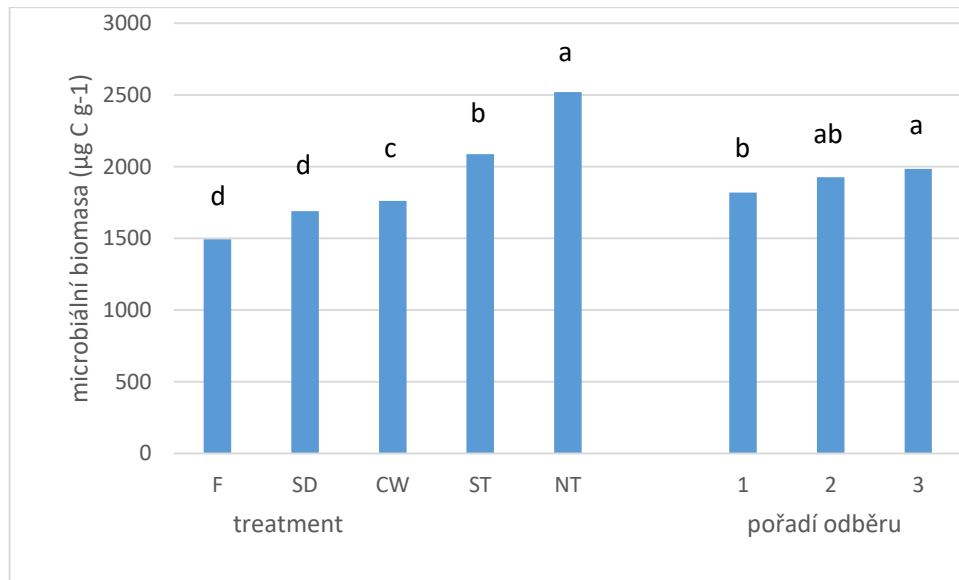
U druhého odběru již k rozdělení došlo. Vysoké hodnoty mikrobiální biomasy byly u bezorebného způsobu. Nízké pak u kypřeného úhoru a konvenčního způsobu s využitím dvouřádku.

Poslední odběr vykazoval nejnižší hodnoty mikrobiální biomasy opět u kypřeného úhoru a konvenční orby s dvouřádkem. Vysoké pak u bezorebného způsobu setí.

Na základě ANOVA můžeme celkově říci, že mikrobiální biomasa byla signifikantně ovlivněna treatmentem i dobou odběru (Tab. 3). Nejvyšší hodnoty byly v bezorebném způsobu a strip-till (Obr. 4). Nejvyšší hodnoty taktéž vykazovalo umístění vzorku ve spodní části políčka.

Faktor	F	p
treatment (T)	23256813	< 0,001
pozice (P)	1200364	0,005
odběr (O)	835595	0,025
T*P	563431	0,743
T*O	9451047	< 0,001
P*O	1128419	0,041
T*P*O	1296291	0,754

Tab. 3: Statistická významnost faktorů dle ANOVA



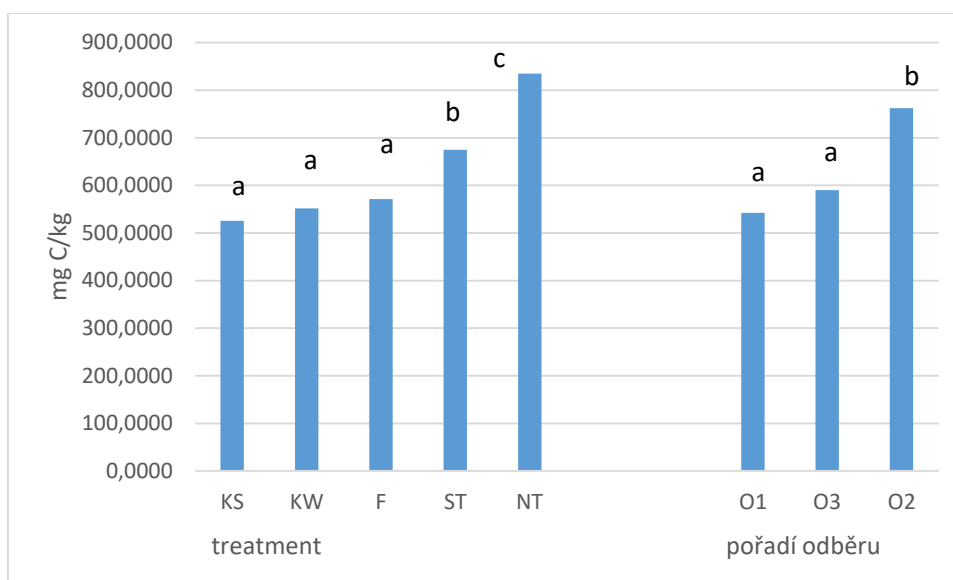
Obr. 4: Uhlík mikrobiální biomasy. Názvy jednotlivých variant: bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek SD, konvenční orba široký řádek W, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Statisticky homogenní skupina jsou označeny stejnými písmeny, dvoucestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0.05$.

- Uhlík mikrobiální biomasy 2018

V roce 2018 chybí posouzení vlivu pozice na svahu. Po použití ANOVA (Tab. 4) byl zjištěn signifikantní vliv treatmentu a doby odběru. Nejvyšší hodnoty obsahu mikrobiální biomasy byly u bezorebného způsobu. Výrazně nižší hodnoty vykazovala dvojice treatmentu konvenční orby a úhor (Obr. 5). Jednoznačně nejvyšší hodnoty byly u druhého odběru.

Faktor	F	p
treatment (T)	387048	< 0,001
odběr (O)	267805	< 0,001
T*O	41728	0,374

Tab. 4: Statistická významnost vlivu faktorů dle ANOVA



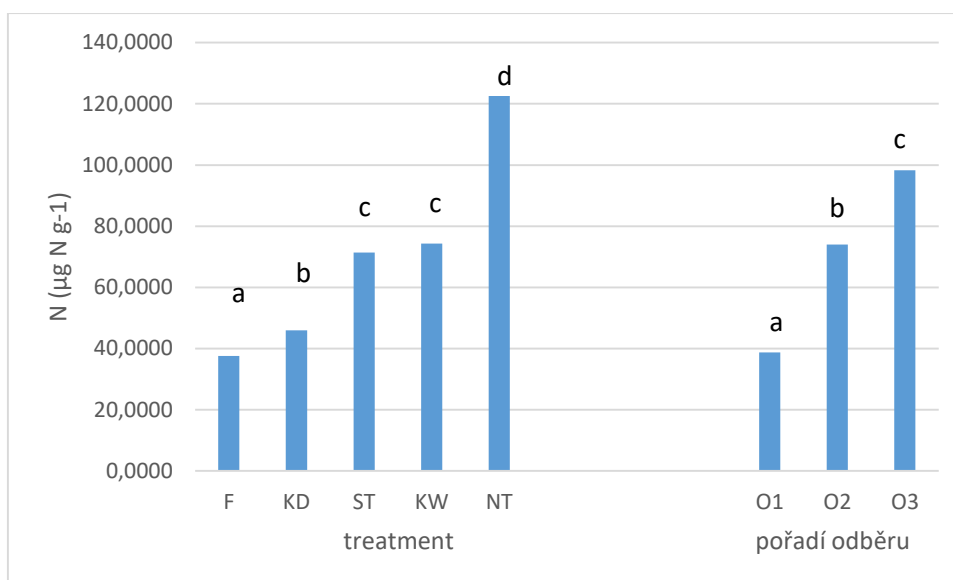
Obr. 5: Uhlík mikrobiální biomasy. Názvy jednotlivých variant: bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek KS, konvenční orba široký řádek KW, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Statisticky homogenní skupina jsou označeny stejnými písmeny, dvoucestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0.05$.

- Dusík mikrobiální biomasy 2019

Použitím ANOVA byl zjištěn statisticky významnými faktory pozice na svahu a pořadí odběru (Tab. 5). Mikrobiální dusík vykazoval nejvyšší hodnotu koncentrace u použití bezorebného způsobu. Nejnížší hodnoty byly zjištěny u kypřeného úhoru a konvenční orby s využitím dvouřádku (Obr. 6).

Faktor	F	p
treatment (T)	158736,0	<0,001
pozice (P)	1564,2	0,044
odběr (O)	107481,0	<0,001
T*P	5845,0	0,004
T*O	11509,4	< 0,001
P*O	740,8	0,557
T*P*D	2420,8	0,866

Tab. 5: Statistická významnost faktorů dle ANOVA



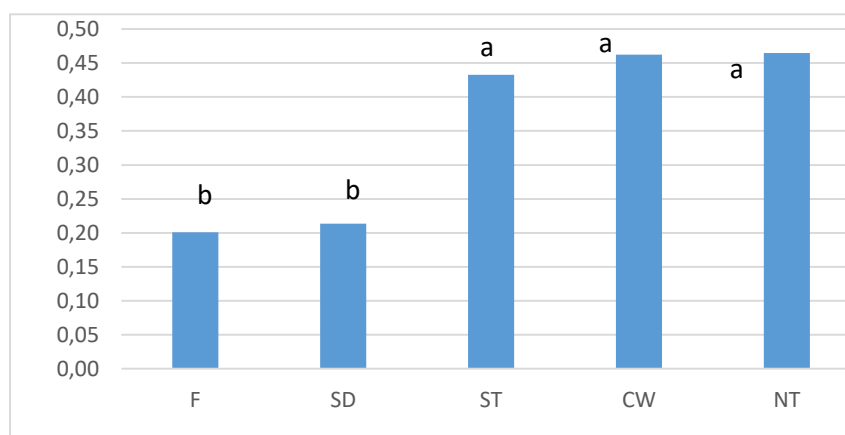
Obr. 6: Dusík v mikrobiální biomase. Názvy jednotlivých variant: bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek KD, konvenční orba široký řádek KW, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Statisticky homogenní skupina jsou označeny stejnými písmeny, dvoucestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0.05$.

5.1.3 Aktivita enzymu fosfatáza

Enzym vykazoval aktivitu ve všech vzorcích. Použitím ANOVA byla zjištěna významnost pozice na svahu a treatmentu (Tab. 6). Nejnižší byla aktivita u kypřeného úhoru. Nízké hodnoty byly i u konvenční orby se širokým řádkem. Nejvyšší aktivitu vykazoval enzym u bezorebného způsobu setí, strip-till a konvenční orby se širokým řádkem, kde byly hodnoty srovnatelné (Obr. 7).

Faktor	F	p
treatment (T)	2825,70	< 0,001
pozice (P)	77,14	0,512
T*P	588,87	0,269

Tab. 6: Statistická významnost faktorů dle ANOVA



Obr. 7: Aktivita fosfatáz. Názvy jednotlivých variant: bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek SD, konvenční orba široký řádek CW, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Statisticky homogenní skupina jsou označeny stejnými písmeny, dvoucestná ANOVA, LSD post hoc test $p < 0.05$.

5.1.4 PLFA

Pomocí analýzy fosfolipidických mastných kyselin byly zjištěny koncentrace celkové mikrobiální biomasy, hub, aktinobakterií a bakterií (grampozitivních a gramnegativních).

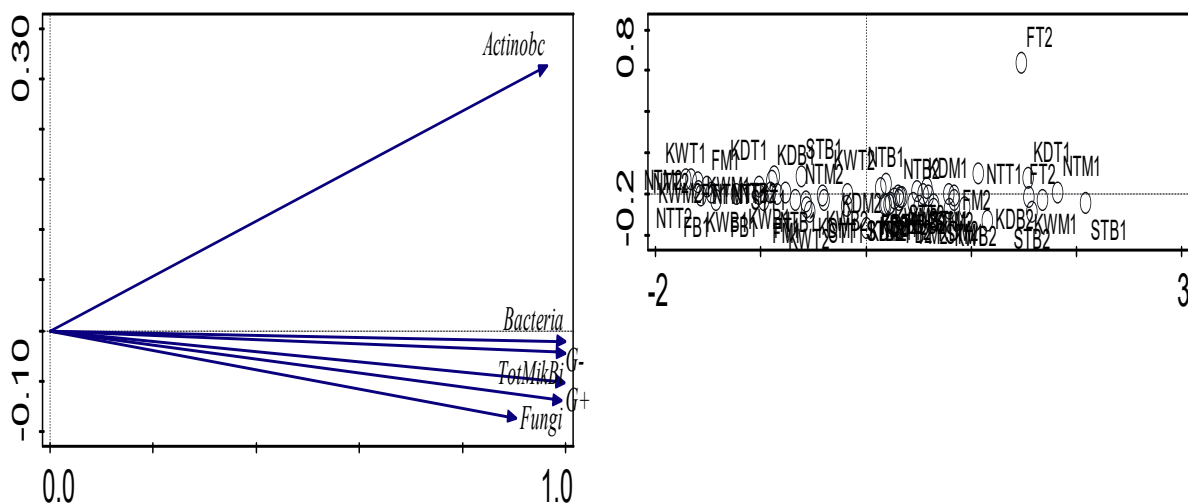
- 2019

První odběr vykazoval nejnižší koncentraci hub u vzorku z plochy s bezorebným způsobem, ostatní zjišťované koncentrace byly nejnižší u konvenčního způsobu orby s dvouřádkem. Nejvyšší koncentrace hub a aktinobakterií byly u konvenční orby s dvouřádkem. Nejvyšší koncentrace bakterií, grampozitivních, gramnegativních a celkové mikrobiální biomasy byly u vzorků z plochy, kde byla využita konvenční orba a široký řádek.

Druhý odběr vykazoval všechny měřené koncentrace nejnižší u konvenční orby s dvouřádkem. Nejnižší koncentrace hub byla u konvenční orby s dvouřádkem a ostatní koncentrace byly nejvyšší u vzorku z plochy s využitím strip – tillu.

Třetí odběr vykazoval všechny měřené koncentrace nejnižší u strip – tillu a nejvyšší koncentrace hub, grampozitivních i gramnegativních bakterií také u strip – tillu a nejvyšší koncentrace aktinobakterií, bakterií a celkové mikrobiální biomasy u kypřeného úhoru.

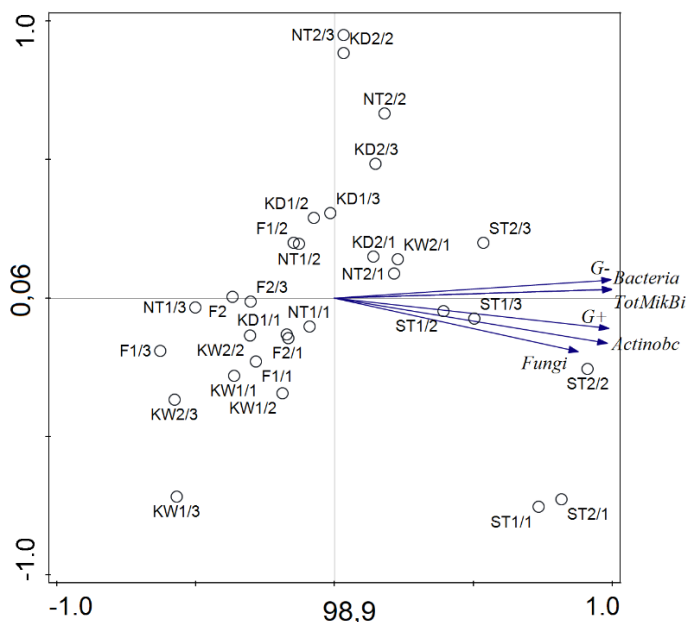
Podíváme-li se na reakci celého společenstva souhrnně pomocí analýzy hlavních komponent (PCA), vidíme, že tato analýza vysvětlila takřka všechnu variabilitu dat. Nejvyšší hodnoty celkové mikrobiální biomasy a všech hlavních skupin mikrobiálního společenstva byly konsistentně zaznamenány ve variantě strip – till do žita a bezorebné varianty. Ostatní varianty vykazovaly značnou prostorovou a sezónní variabilitu a je obtížné mezi nimi pozorovat nějaké systematické rozdíly (Obr. 8).



Obr. 8: PCA složení mikrobiálního společenstva založená na analýze PLFA. Názvy jednotlivých variant bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek KD, konvenční orba široký řádek KW, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Čísla před lomítkem znamenají pořadí v rámci treatmentu a čísla za lomítkem pořadí odběrů.

- 2018

Analýza PLFA v roce 2018 vykazovala velmi podobný trend jako v roce 2019, analýza PCA ukazuje, že nejvyšších hodnot bylo dosaženo u všech skupin mikroorganismů ve variantě strip-till do žita (Obr. 9).



Obr. 9: PCA složení mikrobiálního společenstva založená na analýze PLFA. Názvy jednotlivých variant bezorebné setí do žita NT, konvenční orba dvouřádek KD, konvenční orba široký řádek KW, kypřený úhor F, strip-till jarní do žita ST. Čísla před lomítkem znamenají pořadí v rámci treatmentu a čísla za lomítkem pořadí odběrů.

6 Diskuse

Z pozorovaných výsledků je zřetelné, že významný vliv na půdní biologické vlastnosti má zvolený způsob zpracování půdy. Zjištěné hodnoty vykazovaly značné rozdíly mezi použitými způsoby. Nejvyšší hodnoty mikrobiální respirace vykazovala bezorebná technologie zpracování půdy. Naopak jednoznačně nejnižší hodnoty respirace byly zjištěny u úhoru, ze způsobů zpracování pak u konvenční orby s dvouřádkem. Výsledky z roku 2018 vykazovaly shodně nejvyšší respiraci u bezorebného způsobu. Lišily se v hodnotách nejnižších, kdy nejnižší hodnoty byly zjištěny u konvenční orby s použitím dvouřádku. Nicméně celkově se dá říci, že hlavní trendy jsou podobné v obou letech. Souvisí to patrně s tím, že bezorebné technologie zdatelně přispívají ke zvýšení obsahu uhlíku v půdě (Baker and Saxton, 2007). Kromě toho trvalá přítomnost vegetace může vést k stálému přísunu snadno dostupné organické hmoty formou kořenových exudátů, které mohou významným způsobem podporovat mikrobiální biomasu a aktivitu. A to jednak přímo, jednak díky tomu, že přísun snadno dostupné organické hmoty zlepšuje schopnost mikroorganismů využívat existující organickou hmotu v půdě, tzn. priming effect (Kuzyakov, 2010). Oproti tomu plocha bez vegetace nebo plocha, kde je využíváno konvenční orby naopak vykazuje nižší obsah uhlíku.

Podíváme-li se na hodnoty mikrobiální biomasy, opět vidíme stejný trend. Značný vliv na zastoupení biomasy v půdě má použití různých zemědělských technologií zpracování půdy. Nejlepší výsledky byly zjištěny u bezorebného způsobu. Výsledky se shodují se studií Helgasona et al. (2010), která uvádí nejvyšší zastoupení biomasy zjištěné pomocí analýzy PLFA u bezorebného způsobu. Naše výsledky pomocí analýzy PLFA vykazují nejvyšší hodnoty celkové mikrobiální biomasy u použití strip-till a bezorebného. Nejnižší obsah biomasy vykazoval úhor. Téměř stejné výsledky ukázaly i odběry z roku 2018, kde bylo nejvíce biomasy také u bezorebného způsobu, ale nejméně vykazovaly konvenční orby a úhor. Vliv umístění ve svahu je výrazně viditelný i u zastoupení mikrobiální biomasy. Vysoký podíl mikrobiální biomasy byl zjištěn u půd, které byly odebrány ze spodní části políček. Ke stejnému výsledku dospěli ve své studii i Xiao et al. (2017), ve které ukázali výrazný vliv svažitosti na mikrobiální biomasu.

Souhrnně tedy můžeme říci, že výrazně kladný vliv na půdně biologické vlastnosti má bezorebná technologie, díky níž dochází k výrazně vyššímu obsahu půdního uhlíku. Zároveň se ukázalo, že špatným postupem ke zkvalitnění půdy je ponechání půdy bez vegetace. Dobrý způsob k zabránění degradaci půdy není ani konvenční orba. Se zlepšením půdních biologických vlastností souhlasí ve své studii i Aziz et al. (2013), kteří zjistili, že výrazně vzroste zastoupení mikrobiální biomasy, dusíku i hodnoty bazální respirace.

Tyto výsledky výrazně podporují bezorebné technologie a potvrzují jejich kladný vliv na zlepšení kvality půd. Mikrobiální biomasa může být podporována větším množstvím celkového uhlíku a větší dostupností uhlíku, jak bylo popsáno výše. Zároveň může přispívat k hromadění mikrobiální nekromasy, která hraje významnou roli při tvorbě půdních agregátů a hromadění organické hmoty v půdě (Chantigny et al., 1997; Tang et al., 2011) Formování stabilnějších půdních agregátů může naopak přispět k větší odolnosti půd vůči erozi.

Naše výsledky také ukazují, že půdy obdělávané bezorebnou technologií vykazují větší aktivitu enzymu fosfatáza, což by se nechalo obecněji interpretovat tak, že tyto půdy mají větší schopnost mobilizovat živiny. Positivní efekt bezorebných technologií na enzymatickou aktivitu byl ostatně pozorován i dalšími autory (Mangalassery et al., 2015). Udržování stálého vegetačního pokryvu tedy kromě lepší ochrany proti erozi a podpory mikrobiální aktivity a biomasy přináší i lepší schopnost těchto půd mobilizovat živiny.

Kromě druhu použité technologie ovlivňuje mikrobiální aktivitu a biomasu také umístění na svahu. Ve spodních částech políček byla u všech způsobů pozorována nejvyšší mikrobiální respirace. Naopak v horní části svahu byla respirace výrazně nižší. (Xiao et al., 2017) se také zabývali vlivem pozice ve svahu na biologické vlastnosti a ve své studii zjistili stejné výsledky týkající se respirace, nejvyšší hodnoty respirace taktéž vykazovaly depositní místa. Totožné výsledky vykazovala i studie, kterou zpracovali (Li et al., 2016). Předpokládám, že příčinou tohoto jevu je akumulace jemnějších částí půdy včetně organické hmoty ve spodních částech svahu a jejich oderodování z vrchních vrstev, tím mají mikroorganismy v dolních částech svahu více substrátu, který mohou využívat.

7 Závěr

Měření potvrdilo předpoklady, že půdoochranné technologie napomáhají zlepšení půdních vlastností. Kladné výsledky korespondují s výše uvedeným literárním přehledem, který pozitivní vliv taktéž potvrzuje. Výsledky potvrdily, že se nejvíce mikrobiální biomasy hromadí na plochách s využitím no-till a zároveň je zde nejvyšší zastoupení organického uhlíku. Stejně tak aktivita enzymů je na této ploše vyšší. Nejen že kladný vliv měl zvolený management, ale potvrdil se i vliv pozice, kdy nejvyšší mikrobiální respirace byla pozorována ve spodních částech svahu, což potvrzuje, že eroze hromadí sedimenty v depositních místech. Celkově tedy můžeme zhodnotit vliv půdoochranných technologií, tj. no-till a strip-till, pozitivně v porovnání s konvenčním obděláváním či úhorem. Půdoochranné zpracování půdy je tedy jednou z cest, jak zlepšit půdní vlastnosti a učinit tak zemědělství udržitelným.

8 Literatura

- Ahmad, I., Verma, D.M.K., 2008. Erosion for Tandula Reservoir.
- Aziz, I., Mahmood, T., Islam, K.R., 2013. Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. *Soil Tillage Res.* 131, 28–35.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2013.03.002>
- Baker, C.J., Saxton, K.E., 2007. No-tillage Seeding in Conservation Agriculture. CABI.
- Basic, F., Kisić, I., Mešić, M., Nestroy, O., Butorac, A., 2004. Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. *Soil Tillage Res.* 78, 197–206.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2004.02.007>
- Batey, T., 2009. Soil compaction and soil management – a review. *Soil Use Manag.* 25, 335–345.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00236.x>
- Busari, M.A., Kukal, S.S., Kaur, A., Bhatt, R., Dulazi, A.A., 2015. Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 3, 119–129.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.05.002>
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Prévost, D., Vézina, L.-P., Chalifour, F.-P., 1997. Soil Aggregation and Fungal and Bacterial Biomass under Annual and Perennial Cropping Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 262–267.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010037x>
- Cruz, J.C., 1982. Effect of crop rotation and tillage systems on some soil properties, root, distribution and crop production. Theses Diss. Available ProQuest 1–242.
- Fournier, A.J., 2011. Soil Erosion : Causes, Processes, and Effects, Environmental Science, Engineering and Technology. Nova Science Publishers, Inc, New York.
- Gadermaier, F., Berner, A., Fließbach, A., Friedel, J.K., Maeder, P., 2012. Impact of reduced tillage on soil organic carbon and nutrient budgets under organic farming. *Renew. Agric. Food Syst.* 27, 68–80.
- Govaerts, B., Mezzalama, M., Unno, Y., Sayre, K.D., Luna-Guido, M., Vanherck, K., Dendooven, L., Deckers, J., 2007. Influence of tillage, residue management, and crop rotation on soil microbial biomass and catabolic diversity. *Appl. Soil Ecol.* 37, 18–30.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.03.006>

- Helgason, B.L., Walley, F.L., Germida, J.J., 2010. No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. *Appl. Soil Ecol.* 46, 390–397. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.002>
- Holý, M., 1994. *Eroze a životní prostředí*, 1. ed. ČVUT, Praha.
- Janeček, M., 2008. *Základy erodologie*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Janeček, M., Dostál, T., Kozlovský Dufková, J., Dumbrovský, M., Hůla, J., 2012. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*, 1. vyd. ed. Praha.
- Kandeler, E., Tschirko, D., Spiegel, H., 1999. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. *Biol. Fertil. Soils* 28, 343–351. <https://doi.org/10.1007/s003740050502>
- Kuzyakov, Y., 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1363–1371. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.04.003>
- Lal, R., 2018. *Soil Quality and Soil Erosion*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203739266>
- Lal, R., 2005. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil Tillage Res., Soil Erosion and Carbon Dynamics* 81, 137–142. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.09.002>
- Lal, R., 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ. Int.* 29, 437–450. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7)
- Lal, R., 1998. Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality. *Crit. Rev. Plant Sci.* 17, 319–464. <https://doi.org/10.1080/07352689891304249>
- Lal, R., Kimble, J.M., 1997. Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 49, 243–253. <https://doi.org/10.1023/A:1009794514742>
- Larson, W.E., Pierce, F.J., Dowdy, R.H., 1983. The Threat of Soil Erosion to Long-Term Crop Production. *Science* 219, 458–465.
- Li, Y., Hou, C., Wang, Q., Chen, Y., Ma, J., Mohammad, Z., 2016. Effect of No-Till Farming and Straw Mulch on Spatial Variability of Soil Respiration in Sloping Cropland. *Pol. J. Environ. Stud.* 25, 2499–2508. <https://doi.org/10.15244/pjoes/64281>
- Malhi, S.S., Lemke, R., 2007. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil Tillage Res.* 96, 269–283. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.06.011>

- Mangalassery, S., Mooney, S.J., Sparkes, D.L., Fraser, W.T., Sjögersten, S., 2015. Impacts of zero tillage on soil enzyme activities, microbial characteristics and organic matter functional chemistry in temperate soils. *Eur. J. Soil Biol.* 68, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.03.001>
- Mikanova, O. (Vyzkumny U.R.V., Javurek, M. (Vyzkumny U.R.V., Vach, M. (Vyzkumny U.R.V., Markupova, A. (Vyzkumny U.R.V., 2006. The influence of tillage on selected biological parameters. *Plant Soil Environ. - UZPI Czech Repub.*
- Morgan, R.P.C., 2005. *Soil Erosion and Conservation*. John Wiley & Sons, Incorporated, Hoboken, UNITED KINGDOM.
- Nearing, M.A., Bradford, J.M., Holtz, R.D., 1987. Measurement of Waterdrop Impact Pressures on Soil Surfaces. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1302–1306. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050038x>
- Nearing, M.A., Xie, Y., Liu, B., Ye, Y., 2017. Natural and anthropogenic rates of soil erosion. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 5, 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.04.001>
- Nie, X., Yuan, Z., Huang, B., Liao, Y., Zhang, X., Li, Z., Li, D., 2019. Effects of water erosion on soil organic carbon stability in the subtropical China. *J. Soils Sediments* 19, 3564–3575. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02305-7>
- Novotný, I., Papaj, V., Podhrázká, J., Kapička, J., Vopravil, J., Kristenová, H., Mistr, M., Žížala, D., Kincl, D., Srbek, J., Pochop, M., Dostál, T., Krása, J., Kadlec, V., 2017. *Příručka ochrany proti erozi zemědělské půdy, 3. přepracované vyd. ed. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Praha.*
- Olson, K.R., Al-Kaisi, M., Lal, R., Cihacek, L., 2016. Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks. *J. Soil Water Conserv.* 71, 61A-67A. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.61A>
- Pimentel, D., Allen, J., Beers, A., Guinand, L., Linder, R., McLaughlin, P., Meer, B., Musonda, D., Perdue, D., Poisson, S., Siebert, S., Stoner, K., Salazar, R., Hawkins, A., 1987. World Agriculture and Soil Erosion. *BioScience* 37, 277–283. <https://doi.org/10.2307/1310591>
- Pimentel, D., Kounang, N., 1998. Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems* 1, 416–426. <https://doi.org/10.1007/s100219900035>
- Podhrázká, J., Dufková, J., 2005. *Protierozní ochrana půdy, 1. ed. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.*

- Quinton, J., Govers, G., Van Oost, K., Bardget, D.R., 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geosci.* <https://doi-org.ezproxy.is.cuni.cz/10.1038/ngeo838>
- Roose, E.J., Lal, R., Feller, C., Barthes, B., Stewart, B.A., Lal, R., Feller, C., Barthes, B., Stewart, B.A., 2005. *Soil Erosion and Carbon Dynamics.* CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203491935>
- Seitz, S., Goebes, P., Puerta, V.L., Pereira, E.I.P., Wittwer, R., Six, J., van der Heijden, M.G.A., Scholten, T., 2019. Conservation tillage and organic farming reduce soil erosion. *Agron. Sustain. Dev.* 39, 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0545-z>
- Sipilä, T.P., Yrjälä, K., Alakukku, L., Palojärvi, A., 2012. Cross-Site Soil Microbial Communities under Tillage Regimes: Fungistasis and Microbial Biomarkers. *Appl. Environ. Microbiol.* 78, 8191–8201. <https://doi.org/10.1128/AEM.02005-12>
- Tang, A. m., Vu, M. n., Cui, Y.-J., 2011. Effects of the maximum soil aggregates size and cyclic wetting–drying on the stiffness of a lime-treated clayey soil. *Géotechnique* 61, 421–429. <https://doi.org/10.1680/geot.SIP11.005>
- Vach, M., Hlisnikovský, L., Javůrek, M., 2018. The Effect of Different Tillage Methods on Erosion. *Agric. Polnohospodárstvo* 64, 28–34. <https://doi.org/10.2478/agri-2018-0003>
- Weil, R., Brady, N., 2017. *The Nature and Properties of Soils*, 15. ed. Pearson Education.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning.* Department of Agriculture, Science and Education Administration.
- Xiao, H., Li, Z., Chang, X., Huang, J., Nie, X., Liu, C., Liu, L., Wang, D., Dong, Y., Jiang, J., 2017. Soil erosion-related dynamics of soil bacterial communities and microbial respiration. *Appl. Soil Ecol.* 119, 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.018>
- Zuazo, V.H.D., Pleguezuelo, C.R.R., 2009. Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review, in: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Véronique, S., Alberola, C. (Eds.), *Sustainable Agriculture.* Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 785–811. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_48