



Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH FAKULTA ZEMĚDĚLSKÁ A TECHNOLOGICKÁ

Katedra agroekosystémů

Diplomová práce

Obsah organického uhlíku v orniční a podorniční vrstvě půdy
v porostech energetických trav

Autor práce: Bc. David Bláha

Vedoucí práce: Ing. Marek Kopecký, Ph.D.

České Budějovice
2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne
Podpis

Abstrakt

Tato práce je zaměřena na sledování obsahu organického uhlíku v orniční a podorniční vrstvě půdy v porostech energetických trav (*Dactylis glomerata*, *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1, *Festuca arundinacea*, *Phleum pratense*). Porosty byly založeny 16. 4. 2019 na pokusné lokalitě Zemědělské a technologické fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Obsah organického uhlíku byl hodnocen v závislosti na hloubce odběru a variantě hnojení. Odběry půdních vzorků byly prováděny v pravidelných intervalech pedologickou sondážní tyčí ze tří hloubek (0–10 cm, 10–20 cm a 20–30 cm). V laboratoři na Katedře agroekosystémů byly vzorky upraveny pro následnou analýzu na přístroji Primacs SLC Analyzer. Nejvyšší obsah organického uhlíku byl zaznamenán v hloubce 0–10 cm a nejnižší v hloubce 20–30 cm. Dále byl zjištěn pozitivní vliv hnojení na celkový obsah organického uhlíku.

Klíčová slova: energetické rostliny, organický uhlík, půdní organická hmota, sekvestrace uhlíku

Abstract

The study aimed to determine the total content of organic carbon in the topsoil and subsoil layer of energy grasses (*Dactylis glomerata*, *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1, *Festuca arundinacea*, *Phleum pratense*). The plant cultures were established on 16 April 2019 at the experimental field of the Faculty of Agriculture and Technology, University of South Bohemia in České Budějovice. The organic carbon content was evaluated depending on the sampling depth and the fertilization variant. Soil sampling was taken at regular intervals with a pedological sounding rod from three depths (0–10 cm, 10–20 cm and 20–30 cm). The samples were adjusted for subsequent analysis on a Primacs SLC Analyzer in the Department of Agroecosystems laboratory. The highest content of total organic carbon was observed at 0–10 cm depth and the lowest at depth of 20–30 cm. Furthermore, a positive effect of fertilization on the total organic carbon content was found.

Keywords: energy crops, organic carbon, soil organic matter, carbon sequestration

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval vedoucímu diplomové práce Ing. Marku Kopecnému Ph.D., za odborné vedení, cenné rady, trpělivost při konzultacích a pomoc při zkompletování této práce.

Obsah

Úvod.....	8
1 Půda.....	9
2 Využití biomasy v energetice.....	10
2.1 Pěstování energetických rostlin.....	10
2.1.1 Rozdělení energetických rostlin.....	11
2.2 Energetické využití biomasy.....	12
3 Půdní organická hmota.....	13
3.1 Význam půdní organické hmoty a její rozdělení.....	13
3.1.1 Humus.....	14
3.1.2 Primární půdní organická hmota.....	15
4 Půdní uhlík.....	16
4.1 Rozdělení půdního uhlíku.....	17
4.1.1 Elementární formy uhlíku.....	17
4.1.2 Anorganické formy uhlíku (IC).....	17
4.1.3 Organické formy uhlíku.....	17
4.2 Metody stanovení obsahu uhlíku.....	18
4.2.1 Stanovení obsahu oxidovatelného uhlíku mokrou cestou.....	18
4.2.2 Stanovení obsahu uhlíku suchou cestou.....	20
4.3 Cyklus uhlíku.....	21
4.3.1 Půda a cyklus uhlíku.....	22
4.3.2 Vliv člověka na cyklus uhlíku.....	23
4.4 Sekvestrace uhlíku.....	24
4.4.1 Vliv zemědělství.....	24
4.4.2 Vliv klimatických podmínek.....	25
4.4.3 Vliv biodiverzity.....	26

4.4.4	Vliv kořenových exsudátů.....	26
4.5	Perzistence uhlíku	27
4.5.1	Molekulární diverzita	28
4.5.2	Prostorová heterogenita a časová proměnlivost.....	28
4.6	Vliv vegetace a hnojení na půdní organický uhlík.....	29
4.6.1	Vliv vegetace.....	30
4.6.2	Vliv hnojení.....	31
5	Cíle práce a hypotézy	33
5.1	Dílčí cíle	33
5.2	Hypotézy	33
6	Metodika	34
6.1	Založení a údržba porostů	34
6.2	Odběr a příprava vzorků.....	36
6.3	Analýza vzorků na přístroji Primacs SLC Analyzer	36
6.3.1	Pracovní postup laboratorních prací.....	37
6.3.2	Statistické vyhodnocení získaných výsledků.....	37
7	Výsledky a diskuse.....	38
7.1	Souhrnné statistické výsledky	38
7.2	Vliv druhu energetických rostlin a termínu odběru na obsah celkového organického uhlíku.....	41
7.3	Vliv druhu energetických rostlin a hloubky odběru na obsah celkového organického uhlíku.....	42
7.4	Vliv druhu energetických rostlin a hnojení na obsah celkového organického uhlíku	44
7.5	Vliv termínu a hloubky odběru na obsah celkového organického uhlíku..	45
7.6	Vliv vybraných faktorů na obsah celkového organického uhlíku.....	46
7.7	Post hoc LSD test.....	49
	Závěr	51

Seznam použité literatury	52
Seznam obrázků	62
Seznam tabulek	63
Seznam použitých zkratek.....	64

Úvod

Všechn život na naší planetě je závislý na půdě. Je to právě půda, která poskytuje životní prostředí organismům a vegetaci. Vzhledem ke své pomalé obnově je půda považována za neobnovitelný přírodní zdroj, který je vlivem intenzivního zemědělství degradován. Hospodaření s půdou by mělo být, spíše než na jednorázových opatřeních, založeno na nepřetržité péči.

V půdě je obsaženo více uhlíku než v atmosféře a vegetaci dohromady. I díky antropogenní činnosti je uhlík z půdy uvolňován do atmosféry ve formě oxidu uhličitého. Tento jev by mohl mít negativní dopad na klimatické podmínky na Zemi. Důležitou roli zde hraje vegetace, která je schopna poutat atmosférický uhlík zpět do půdy. Jako jedno z řešení se nabízí pěstování energetických rostlin. Energetické rostliny je možné pěstovat i na neúrodných nebo kontaminovaných půdách. Proto by tyto rostliny mohly sloužit jako způsob revitalizace degradovaných půd. Nejen, že energetické rostliny dovedou vrátit uhlík zpět do půdy a tím snížit koncentraci oxidu uhličitého v atmosféře, ale jejich biomasu lze dále využít jako obnovitelný zdroj energie. Možnosti energetického využívání biomasy jsou mnohostranné.

Atmosférický uhlík se ukládá do půdní organické hmoty. Uhlík se v půdní organické hmotě ukládá do půdních agregátů, kde může být chráněn před mikrobiálními procesy. Půdní organická hmota a její kvalita pozitivně ovlivňují půdní úrodnost. Špatné hospodaření s půdou a nadměrná aplikace minerálních hnojiv vede ke snížení obsahu půdní organické hmoty a až ke ztrátě úrodnosti. Rostlinná produkce zajišťuje vstupy organického materiálu společně s uhlíkem do půdního profilu. Abychom ochránili půdní organickou hmotu a uhlík v půdě, musíme zabezpečit trvalý pokryv půdy vegetací, navracet posklizňové zbytky zpět do půdy a aplikovat organická hnojiva.

Cílem této práce bylo navázat na sledování obsahu organického uhlíku v orniční vrstvě půdy porostů vybraných druhů energetických trav, jež bylo předmětem bakalářské práce. Byl posuzován vliv aplikovaných minerálních hnojiv na nárůst obsahu organického uhlíku v půdě. Diplomová práce rozšířila původní sledování o zkoumání obsahu uhlíku v podorniční vrstvě. Pokus probíhal na experimentální lokalitě Zemědělské a technologické fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

1 Půda

Půda je svrchní část zemské kůry, která tvoří samostatný přírodní útvar vzniklý zvětráváním a z organických zbytků (Tomášek, 2007). Poskytuje životní prostředí půdním organismům a stanoviště rostoucí vegetaci. Reguluje koloběh látek a funguje jako úložiště živin (Šimek, 2005). Půda je dynamický systém, který se vyvíjející v čase a je na něm závislá prosperita a přežití všech suchozemských společenstev (Kononova, 2013).

Tvorba půdy je označovaná jako pedogeneze. Jedná se o složitý proces, který probíhá díky vnějším vlivům prostředí v čase (Šarapatka, 2014). Proces tvorby půdy začíná zvětráváním hornin a minerálů při současném působení půdotvorných faktorů. Za půdotvorné faktory označujeme matečnou horninu, klima a půdní organismy (Jenny, 1994). Dalším významným půdotvorným faktorem je člověk, který svou činností aktivně přetváří a ovlivňuje složení půdy (Němeček et al., 1990). Matečná hornina nejvíce ovlivňuje charakter vzniklé půdy. Díky jejímu rozdílnému složení vznikají různé varianty půd (Schloter et al., 2003). Vlivem fyzikálních a chemických faktorů se matečná hornina rozpadá na menší frakce, které se ukládají na místě vzniku nebo jsou větrem transportovány na jiné lokality (Shukla, 2014). Tomášek (2007) odhaduje vznik 1 cm půdy na dobu zhruba 100 let.

Půda, voda a vzduch jsou tři základní přírodní zdroje, na kterých závisí většina života. Využíváním těchto zdrojů způsobujeme jejich znehodnocení a narušujeme jejich rovnováhu (Trap et al., 2016). Půda je hlavní zdroj živin pro rostliny, živočichy a půdní organismy. Je základním prvkem našeho životního prostředí, je součástí agroekosystémů a lesních i travinných ekosystémů (Šimek, 2005). Zdravá půda je spojována se zdravím rostlin, zvířat a lidí. Špatné hospodaření s půdními zdroji může vést k chudobě, podvýživě a ekonomické zkáze (Doran a Zeiss, 2000). Půda je považována za nejcennější přírodní bohatství, které je omezené a má velmi pomalou obnovu. Proto je nutné ji chránit jak v současné době, tak s výhledem do budoucna (Bot a Benites, 2005). Přesto jsou půdní zdroje i nadále degradovány na národní a celosvětové úrovni prostřednictvím zaselování, eroze, biologické aktivity a hromadění toxických sloučenin Tomášek (2007). Degradaci půdy můžeme definovat jako částečnou nebo úplnou ztrátu úrodnosti, která je způsobena zejména zemědělskými zásahy (Lal, 2004). Některé studie uvádějí každoroční celosvětovou ztrátu orné půdy na více jak 10 miliónů hektarů (Šarapatka, 2014).

2 Využití biomasy v energetice

Energetická a klimatická problematika je v dnešní době velmi aktuální a dostává se do centra zájmu široké veřejnosti. Souvislosti mezi spotřebou energie, její výrobou a globálním oteplováním jsou všem dobře známé (Owusu a Asumadu-Sarkodie, 2016). Kromě klimatických změn dochází k dramatickému růstu cen ropy a zemního plynu. Tyto přírodní zdroje již nestačí pokrývat spotřebu lidstva. Jako řešení se nabízejí obnovitelné zdroje (Panwar et al., 2011). Takový směr by mohl ukončit závislost na stále dražších a méně dostupných energetických surovinách jakými jsou ropa, zemní plyn nebo uran (Soukopová et al., 2011). Cesta k naplnění těchto cílů je trnitá a často panuje u lidí nedůvěra, že obnovitelné zdroje nezvládnou zajistit aktuální poptávku po energii (Sims et al., 2006).

Obnovitelné zdroje energie (OZE) se také označují jako zdroje regenerativní nebo alternativní (El Bassam, 2010). Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí definuje OZE jako zdroje, které mají schopnost se při postupném spotřebovávání částečně nebo úplně obnovovat, a to samy nebo za pomoci člověka (Soukopová et al., 2011). Quaschnig (2010) uvádí jako OZE větrnou energii, vodní energii, energii z biomasy, termální energii a sluneční energii.

V České republice se v roce 2020 výroba elektřiny z obnovitelných zdrojů podílela na celkové hrubé výrobě elektřiny 12,7 % (MPO.cz, 2021). Z dat vyplývá, že nejvíce elektrické energie z OZE v roce 2021 bylo vyprodukováno z biomasy. Dále je biomasa nejvyužívanějším zdrojem teplené energie (Oenergetice.cz, 2022). Biomasa v dnešní době nabývá na významu. Odhaduje se, že zaujímá až 75 % ze všech OZE. Jako zdroje biomasy můžeme uvést odpadní hmoty, jako je sláma z obilnin nebo dřevní štěpka (Quaschnig, 2010). Nově vznikající trend v produkci biomasy je cílené pěstování energetických rostlin (Ferrarini et al., 2021).

2.1 Pěstování energetických rostlin

Pěstování energetických rostlin na území České republiky není úplně běžné. Většina rostlin pro energetické využití je málo známých a výsledky z pokusů jsou neucelené (Petříková a Weger, 2015). Jelikož energetické plodiny zabírají ornou půdu, stávají se tak konkurenty pro plodiny pěstované k produkci potravin. Proto se jejich pěstování ve větším rozsahu neobejde bez střetů (Blanco-Canqui, 2010).

Pro energetické účely jsou vhodné plodiny vysokého vzrůstu a s vysokým podílem nadzemní hmoty (Koloničný a Hase, 2011). Vhodné druhy energetických rostlin musí poskytovat průměrné výnosy alespoň 10–15 t suché hmoty na 1 ha (Petříková a Weger, 2015). Rostliny musí být při sklizni dostatečně suché. Takové rostliny jsou následně využívány pro přímé spalování. Rostliny sklizené na zeleno se využívají pro výrobu bioplynu (El Bassam, 2010).

Pěstování energetických rostlin za účelem biomasy je vhodné pro oblasti, kde současné zemědělství není příliš efektivní (Kára, 2005). Energetické rostliny je možné pěstovat i na méně úrodných půdách nebo na kontaminovaných plochách těžkými kovy (Sims et al., 2006). Proto by tyto rostliny mohly být považovány nejen za energetické plodiny, ale i jako způsob revitalizace vyčerpaných nebo kontaminovaných půd (Ferrarini et al., 2021). Studie ukázaly, že bylinné a dřevnaté energetické plodiny mohou přispět k akumulaci uhlíku v půdě (Agostini et al., 2015).

2.1.1 Rozdělení energetických rostlin

Energetické rostliny mohou mít mnoho podob a lze je přeměnit na řadu různých produktů. Většina plodin jsou druhy víceúčelové, lze je použít k výrobě více než jednoho druhu energetického produktu (Kára, 2005). Dobrý příklad víceúčelové plodiny je konopí, které se využívá pro produkci oleje a zároveň i biomasy (Sims et al., 2006).

Pro energetické účely lze využívat i plodiny pěstované pro potravinářské účely. Mezi takové plodiny můžeme zařadit olejniny (řepka olejka, konopí, slunečnice atd.), obilniny (pšenice, ječmen, oves, kukuřice a žito) a okopaniny (brambory, cukrová řepa) (Petříková a Weger, 2015). Pevné energetické plodiny (např. čirok, opuncie, kukuřice, ozdobnice čínská, vrba, topol) lze využít celé k výrobě tepla a elektřiny přímo spalováním nebo nepřímo přeměnou pro použití na biopaliva (Blanco-Canqui, 2010). V Evropě je hojně pěstována řepka olejka, která se následně zpracovává na bionaftu. Takové využívání půdy je často dotováno a může zahrnovat neudržitelné zemědělské postupy (Petersson et al., 2007).

Pro komerční energetické zemědělství bylo navrženo a je testováno mnoho plodin. Potenciál energetických plodin zahrnují dřeviny a trávy/byliny (Agostini et al., 2015). Ideální energetické plodiny musí splňovat: vysoké výnosy, nízké energetické vstupy do výroby, nízké náklady na pěstování, nízké nároky na živiny a složení s nejmenším množstvím škodlivin (Andersen et al., 2005). Rostoucí poptávka po bioenergii bude

v budoucnu uspokojována ve větší míře aktivní produkcí plodin na biomasu (El Bassam, 2010).

2.2 Energetické využití biomasy

Pojem biomasa označuje hmotu z organického materiálu, která zahrnuje živé i mrtvé organismy a organické produkty látkové výměny (Quaschnig, 2010). Rostliny vytvářejí biomasu pomocí fotosyntézy ve formě uhlovodíků. Živočiškové mohou vytvářet biomasu pouze z biomasy vyprodukované rostlinami (Lewandowski et al., 2003).

Pro energetické využití lze použít biomasu ve formě zbytků ze zemědělství a lesního hospodářství nebo z pěstování energetických rostlin (Kruse et al., 2013). Možnosti energetického využívání biomasy jsou mnohostranné. Vysoký potenciál je ve využívání dřeva a dřevních produktů (Koloničný a Hase, 2011). Quaschnig (2010) rozděluje biomasu na následující kategorie: palivové dřevo, dřevní odpad, rostlinné materiály, brikety a pelety, celulózové výluhy, kapalná biopaliva a ostatní biomasa.

Složení biomasy je důležitým aspektem pro její využití. Jako nejdůležitější aspekt je obsah sušiny (Andersen et al., 2005). Obsah sušiny v biomase je rozhodující pro procesy získávání energie. Biomasa s obsahem sušiny více jak 50 % se používá k suchým procesům (spalování, zplynování, pyrolýza) (Vassilev et al., 2010). Biomasa s podílem sušiny menším jak 50 % se využívá k mokřým procesům, zejména k výrobě bioplynu anaerobní fermentací (Carrier et al., 2011).

Čisté emise uhlíku z výroby jednotky bioenergie jsou 10–20krát nižší než emise z výroby energie na bázi fosilních paliv (Sims et al., 2006). Využití biomasy pro kombinovanou výrobu tepla a elektřiny a průmyslové, domácí a dálkové vytápění se stále rozšiřuje (Kruse et al., 2013).

3 Půdní organická hmota

Kvůli heterogenitě organického materiálu nacházejícího se v půdě existuje nespočet definicí, které charakterizují význam půdní organické hmoty (SOM – soil organic matter) a jejich frakcí (Baldock a Nelson, 2000). Stevenson (1994) popisuje SOM jako soubor všech organických materiálů nacházejících se v půdě, jako jsou nerozpadlé rostlinné a živočišné tkáně, produkty jejich rozkladu a živá půdní biomasa. Schmidt et al. (2011) definují SOM jako organickou složku půdy, kterou tvoří půdní organismy a neživý organický materiál, který je výsledkem dekompozice. Lehmann a Kleber (2015) naznačují, že SOM se skládá z inherentně stabilních a chemicky jedinečných sloučenin

SOM obsahuje více organického uhlíku, než se nachází v atmosféře nebo v živých rostlinách (Post a Kwon, 2000). Rostoucí teploty zvyšují mikrobiální aktivitu a oteplení atmosféry může vést k větší mineralizaci organického uhlíku v půdě (SOC – soil organic carbon). Výsledné emise oxidu uhličitého (CO₂) by tak urychlily skleníkový efekt a zvýšily by globální teplotu (Davidson a Janssens, 2006).

3.1 Význam půdní organické hmoty a její rozdělení

Výměna živin, energie a uhlíku mezi půdní organickou hmotou, půdním prostředím, vodními systémy a atmosférou je důležitá pro zemědělskou produktivitu, kvalitu vody a klima (Lehmann a Kleber, 2015).

V orné půdě tvoří organická hmota obvykle méně než 5 % a půdu s vysokým obsahem organické hmoty lze poznat podle jejího tmavého zbarvení (Baldock a Nelson, 2000). SOM je zastoupena zejména odumřelými organismy a produkty přeměny organických zbytků. Je významným zdrojem živin pro rostliny a podílí se na půdní úrodnosti (Pospíšilová a Tesařová, 2009). Organická hmota je schopna zachovávat živiny a akumulovat znečišťující látky v půdě a tím chránit kvalitu vody a zlepšovat strukturu půdy (Brady a Weil, 2008). I přes svůj nepoměr obsahu v půdě ovlivňuje SOM chemické a fyzikální vlastnosti půdy. Vztahuje se na ni třetina kationtové výměnné kapacity a slouží jako zdroj potravy pro mikroedafon (Šimek, 2005). Míra obsahu SOM v půdě může pozitivně ovlivnit stabilitu půdních agregátů (Lehmann et al., 2020). Na druhou stranu je spotřebovávána v procesu hospodaření, při kterém dochází k jejímu rozkladu a následnému uvolnění potřebných živin a energie (Stockmann et al., 2013).

Půdní organická hmota se skládá z humusu a primární organické hmoty, která se dělí do četných frakcí (Kolář et al., 2014).

3.1.1 Humus

Humus je složka SOM, která podlela procesu humifikace. Jedná se o syntetizované, vysokomolekulární sloučeniny (Šimek, 2005). Humus můžeme rozdělit do tří složek: jsou to huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy (Kolář et al., 2014).

Huminové kyseliny jsou považovány za nejkvalitnější skupinu humusových látek. Obsahují velké množství uhlíku a vyznačují se odolností vůči rozkladu a tmavým zbarvením (Pospíšilová a Tesařová, 2009). Další složkou humusu jsou fulvokyseliny. Ty se vyznačují nižší molekulovou hmotností a světlejší barvou. Jsou rozpustné ve vodě a tvoří je zejména uhlík a kyslík (Šimek, 2005). V poslední řadě obsahuje humus huminy. Jejich význam je minimální (Šarapatka, 2014).

Humifikační model je považován za zastaralý a v moderní vědě neprůkazný. Ve své definici předpokládá transformaci nebo syntézu počátečních produktů na velké, tmavě zbarvené sloučeniny (Lehmann a Kleber, 2015). Výsledné makromolekuly jsou bohaté na uhlík a odolné vůči rozkladu (Stevenson, 1994). Tyto humusové látky jsou považovány za ekologicky užitečné (zajišťují kapacitu pro výměnu kationtů), jsou chemicky reaktivní (v interakci se železem, hliníkem a dalšími kovy) a stabilní vůči dalšímu rozkladu (Sutton a Sposito, 2005).

Několik nezávislých studií odhalilo, že huminové látky extrahované zásadou jsou směsí sloučenin, jako jsou fragmenty rostlin nebo mikroorganismů, které jsou distribuovány na různých místech mikroagregátů (Lehmann a Kleber, 2015). Organická hmota zde vystupuje jako kontinuum organických fragmentů, které jsou působením dekompozitorů zpracovány na menší molekuly (Kononova, 2013). Rozklad velkých molekul vede ke zmenšení velikosti primárního rostlinného materiálu se současným nárůstem polárních a ionizovatelných skupin. Tím je způsobena zvýšená rozpustnost ve vodě (Kelleher a Simpson, 2006). Současně se zvyšuje možnost ochrany před dalším rozkladem díky zabudování do agregátů (MacCarthy, 2001). Tmavou barvu humusových látek lze vysvětlit kombinací dvou procesů: degradací přírodních pigmentů a akumulací molekul obsahujících náhodné konjugované vazby (Lehmann a Kleber, 2015). Podle mnoha interpretací není starý radiokarbonový věk zásaditých extraktů platným kritériem pro přetrvání rozložené organické hmoty, ale indikací, kdy byl uhlík fixován fotosyntézou (Gleixner, 2013). Lehmann a Kleber (2015) tvrdí, že kompromis

zachování terminologie humusových látek brání vědeckému pokroku nad rámec věd o půdě.

3.1.2 Primární půdní organická hmota

Primární organická hmota může být původní nebo zcela rozložená. Důležité je, aby zde nedošlo účinkem enzymů půdních mikroorganismů k syntéze vysokomolekulárních polymerů a polykondenzátů (humifikaci), poté by již tato hmota byla označována jako humus (Kolář et al., 2014).

Hlavní zdroj primární půdní organické hmoty představují kořeny rostlin, především jejich exsudáty, které svým množstvím tvoří nejvýznamnější zdroj organické hmoty (Kononova, 2013). Dále jsou za významné zdroje považovány organická hnojiva (hnůj, kompost), posklizňové zbytky a opad (Šarapatka, 2014).

Biologické, fyzikální a chemické transformační procesy přeměňují mrtvý rostlinný materiál na organické produkty, které jsou schopny vytvářet asociace s půdními minerály (Baldock a Nelson, 2000). Rychlost rozkladu rostlinných zbytků koreluje s celkovým chemickým složením, jako je obsah dusíku nebo ligninu (Šimek, 2005). Různé organické sloučeniny vstupující do půdy mají velmi rozdílné složení a různý obrát, v závislosti na jejich složení se odlišuje i teplotní reakce (Brady a Weil, 2008).

Kvalita vstupů organického materiálu hraje významnou roli. Důležitá je jejich lability. Labilitou organické hmoty je myšlen poměr C:N. Tento poměr by neměl přesáhnout 20:1, jinak je při transformaci organické hmoty odebírán dusík z půdy (Kolář et al., 2014). Labilní primární půdní organická hmota poskytuje zdroj energie pro činnost mikroorganismů. Čím je labilnější, tím je půda bohatší na mikrobiální život (Pospíšilová a Tesařová, 2009). Za nejkvalitnější vstupy jsou považovány kořenové exsudáty (Bais et al., 2006).

4 Půdní uhlík

Půdy obsahují největší aktivní zásobu suchozemského organického uhlíku, který má potenciál zmírňovat změny klimatu. Důležitou roli zde hraje vegetace, která je schopna atmosférický uhlík sekvestrovat do půdy (Post a Kwon, 2000). Aby bylo možné takového stavu dosáhnout, musíme zohlednit procesy, které ovlivňují skladování uhlíku a jeho opětovné uvolňování v různých prostorových a časových měřítkách (Lehmann et al., 2020).

Zásoba uhlíku v horní vrstvě půdy (do 0,2 m) odpovídá 615 Gt (1 gigatuna = 1 miliarda tun). Zbytek uhlíku je uložen v hloubkách až 3 m a jeho celkový obsah v půdě je přibližně 2 344 Gt (Fontaine et al., 2007). Průměrná doba uložení uhlíku v půdě se s hloubkou silně zvyšuje a dosahuje hodnot 2 000 až 10 000 let v půdních vrstvách do 2 m (Schöning a Kögel-Knabner, 2006).

Malé změny v zásobě uhlíku v půdě by mohly mít za následek významný dopad na koncentraci CO₂ v atmosféře. Tok půdního uhlíku se mění v závislosti na řadě faktorů, které ovlivňují životní prostředí (Stockmann et al., 2013). Nejvýznamnější z těchto faktorů v globálním měřítku je antropogenní činnost, díky které je každoročně uvolňováno do atmosféry 8,7 Gt uhlíku (Sitch et al., 2008). Zvýšená koncentrace skleníkových plynů v atmosféře urychluje oteplování. To vede ke změně čisté primární produkce vegetace, typu vstupů organické hmoty a mikrobiální aktivity (Davidson a Janssens, 2006). Kirschbaum (2000) podotýká, že globální oteplování pravděpodobně sníží obsah uhlíku v půdě. Sitch et al. (2008) doplňuje, že v některých případech může být půda s rostoucími teplotami silným zdrojem emisí CO₂.

Schopnost předvídat důsledky globálních změn závisí na lepším porozumění distribuci a kontrole uhlíku v půdě a na tom, jak změna vegetace může ovlivnit jeho obsah (Jobbágy a Jackson, 2000). Vegetace je hlavním determinantem vertikálního rozložení uhlíku v půdě. Rostlinná produkce a její rozklady určují vstupy organického materiálu společně s uhlíkem do půdního profilu (Davidson a Janssens, 2006). Orné půdy obvykle obsahují kolem 1–3 % uhlíku. Na druhou stranu plochy s trvalým pokryvem jako jsou travnaté a lesní půdy mají větší zastoupení uhlíku (Lehmann et al., 2020). Změna využití orné půdy na pastvinu nebo na trvalý les má za následek větší přísun uhlíku do půdy (Post a Kwon, 2000). Abychom ochránili SOC, musíme zamezit kácení lesů a zabezpečit trvalý pokryv půdy vegetací (O'Connor, 2008).

4.1 Rozdělení půdního uhlíku

V půdách a sedimentech se mohou vyskytovat tři základní formy uhlíku: 1) elementární uhlík, 2) anorganický uhlík a 3) organický uhlík (Schumacher, 2002).

4.1.1 Elementární formy uhlíku

Elementární uhlík se vyskytuje v přírodě jako minerál, tyto formy uhlíku zahrnují například diamant, grafit a další (Šimek, 2005). Jako zdroje elementárního uhlíku můžeme uvést produkty nedokonalého spalování organické hmoty (biomasy) a fosilních paliv (uhlí a ropa) (Bird et al., 1999).

4.1.2 Anorganické formy uhlíku (IC)

Anorganické formy uhlíku jsou přítomny v půdě a sedimentech jako uhličitany. Nejvíce běžné uhličitánové minerály nacházející se v půdě jsou kalcit (CaCO_3) a dolomit [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$] (Schumacher, 2002). V závislosti na místě vzniku půdy mohou být přítomny i jiné formy anorganického uhlíku například siderit (FeCO_3). Je třeba podotknout, že kalcit nebo dolomit mohou být přítomny v půdě v důsledku zemědělských vstupů (vápnění) (Wang et al., 2010).

4.1.3 Organické formy uhlíku

Organické formy uhlíku jsou přirozeně se vyskytující formy uhlíku pocházející z rozkladu rostlin, zvířat a mikroorganismů (Schumacher, 2002). Šarapatka (2014) rozlišuje v půdě formy organického uhlíku na volný uhlík, stabilní uhlík a aktivní uhlík.

Volný uhlík se neváže na žádné minerály a není asociován s minerálními agregáty. Je koloidně neaktivní, nehydrolyzuje, nerozpouští se a nereaguje s minerální složkou půdy (Stevenson, 1994). Je považován za nejstarší složku půdní organické hmoty, avšak jeho funkce v půdě není důležitá (Šarapatka, 2014).

Stabilní uhlík nalezneme ve specifických humusových látkách, huminových kyselinách a fluvokyselinách. Je odolný vůči mineralizaci a biodegradaci (Šarapatka, 2014). Jeho obsah je závislý na typu půdy, způsobu obhospodařování a kvalitě organického materiálu. Tato forma organického uhlíku má pomalejší koloběh (Stevenson, 1994).

Aktivní uhlík je označován jako labilní uhlík. Podílí se na tvorbě snadno rozložitelných sloučenin a je metabolizovatelný. Podléhá procesu oxidace, to může směřovat

ke snížení obsahu organické hmoty v půdě. Má přímý vliv na uvolňování živin do půdy a dočasnou stabilitu humusu (Šarapatka, 2014).

4.2 Metody stanovení obsahu uhlíku

Základní princip pro stanovení celkového organického uhlíku (C_{org}) se opírá o destrukci organické hmoty přítomné v půdě. Destrukce organické hmoty může být provedena chemicky (stanovení mokrou cestou) nebo teplem (stanovení suchou cestou) (Schumacher, 2002). Pro stanovení C_{org} jsou nejběžnější destruktivní metody, které zahrnují určitou přípravu vzorku před extrakcí či kvantifikací. Existují tři základní typy destruktivních technik: 1) mokrá oxidace následovaná titrací hexahydrátem síranu amonno-železnatého (Mohrova sůl), 2) mokrá oxidace následovaná sběrem a měřením uvolněného CO_2 a 3) spalováním za sucha při vysokých teplotách (Tiessen et al., 1993). Organický uhlík stanovený mokrou cestou se označuje C_{ox} (uhlík oxidovatelný). Organický uhlík, který je stanoven suchou cestou se označuje TOC (total organic carbon).

4.2.1 Stanovení obsahu oxidovatelného uhlíku mokrou cestou

Standartní mokrá chemická metoda pro extrakci vzorku zahrnuje dichromanovou oxidaci organické hmoty (Schumacher, 2002). Nejčastěji se používá metoda Walkley-Black, při tomto postupu se dichroman draselný ($K_2Cr_2O_7$) a koncentrovaná kyselina sírová (H_2SO_4) přidají do 0,5 g až 1,0 g půdy nebo sedimentu. Roztok se protřepává a nechá se vychladnout. Vzorek musí být ochlazen v důsledku exotermické reakce mísení dichromanu draselného a kyseliny sírové před přidáním vody, aby se reakce zastavila (Matus et al., 2009).

Walkley-Blackův postup je široce používán kvůli jeho jednoduchosti, rychlosti a minimálním požadavkům na vybavení (Nelson a Sommers, 1996). Ukázalo se, že tento postup vede k nedokonalé oxidaci organického uhlíku. Studie prokázaly výtěžnost organického uhlíku pomocí techniky Walkley-Blacka v průměru 76 %. V důsledku neúplné oxidace se často na korekci výsledků používá násobící faktor (1,33), aby se upravila výtěžnost organického uhlíku (De Vos et al., 2007).

Metoda Walkley-Black byla upravena, aby zahrnovala rozsáhlé zahřívání vzorku během digesce, a tím se zlepšila oxidace organického uhlíku (Mebius, 1960). V této variantě metody se vzorek a extrakční roztoky mírně vaří při 150 °C po dobu 30 minut,

nechají se vychladnout a poté se přidá voda, aby se zastavila reakce. Přidání tepla vede k úplné oxidaci organického uhlíku ve vzorku a není potřeba žádný korekční faktor (Schumacher, 2002). Teplota v této metodě musí být kontrolována, protože kyselý roztok dichromanu se rozkládá při teplotě nad 150 °C (Avramidis et al., 2015).

Po dokončení fáze extrakce lze množství organického uhlíku přítomného ve vzorku určit pomocí technik jako je manuální titrace, automatická titrace pomocí potenciometrického stanovení, kolorimetrie nebo gravimetrické stanovení (Mebius, 1960).

Pro provedení manuální titrace se do suspenze přidá roztok indikátoru. Nejběžnějšími používanými indikátory jsou orthofenantrolin (komerčně dostupný jako Ferroin) nebo difenylamin sulfonan barnatý a kyselina N-fenylanthranilová (Nelson a Sommers, 1996). Přebytek $K_2Cr_2O_7$ se titruje síranem amonným nebo síranem železnatým, dokud ve vzorku nedojde ke změně barvy. Změny barvy spojené s indikátory jsou: 1) zelená až načervenalá hnědá pro železnatý komplex orthofenantrolin, 2) fialová/modrá až zelená pro difenylamin sulfonan barnatý a 3) tmavě fialovo-zelená až světle zelená pro kyselinu N-fenylanthranilovou (Schumacher, 2002).

Při použití automatického titrátoru se eliminuje potřeba přidávání indikátorů do suspenze. Podobně jako u ruční titrace se přebytek $K_2Cr_2O_7$ titruje síranem amonným nebo síranem železnatým (Soon a Abboud, 1991). Konečným bodem však není změna barvy, ale výsledek se určuje potenciometricky. Při této technice se používá jednoduchá kalomelová elektroda nebo platínová elektroda a titr se přidává, dokud se nedosáhne koncového bodu pevného elektrického potenciálu. Jakmile je dosaženo koncového bodu, titrace se zastaví a vypočítá se obsah TOC (Avramidis et al., 2015).

Kolorimetrická kvantifikace TOC se provádí měřením změny barvy, která je výsledkem přítomnosti Cr^{3+} v roztoku (Schumacher, 2002). Po digesci vzorku se suspenze odstředí nebo přefiltruje, aby se odstranily všechny suspendované částice. Poté se umístí do kolorimetrické sady pro měření absorbance světla při vlnové délce 601 nm. Kvantifikace se provádí porovnáním výsledků se standartní křivkou (Mebius, 1960).

Na rozdíl od již zmíněných technik může být obsah C_{org} stanoven měřením uvolněného CO_2 . Uvolněný CO_2 se buď absorbuje na ascaritu nebo je shromažďován v přístroji Van Slyke-Neil (Nelson a Sommers, 1996). Absorpce uvolněného CO_2 askaritem způsobí změnu hmotnosti v tárované vážní baňce. Jakmile je digesce dokončena, vážící nádoba se znovu zváží a hmotností rozdíl se převede na obsah TOC (Matus et

al., 2009). Tato gravimetrická metoda má dobrou přesnost a lze ji provádět pomocí dostupného vybavení (Schumacher, 2002).

4.2.2 Stanovení obsahu uhlíku suchou cestou

Při stanovení TOC metodami suchého spalování je podstatné odstranění vody ze vzorku. Přebytečnou vodu lze odstranit sušením na vzduchu nebo sušením v sušárně při teplotě 105 °C (Bisutti et al., 2004). Následuje spalování vzorku v peci při vysoké teplotě přesahující 1000 °C. Konečným produktem spalování je CO₂, který se následně kvantifikuje pomocí titračních, gravimetrických, manometrických, spektrofotometrických technik nebo techniky plynové chromatografie (Schumacher, 2002).

Vzorky půdy se spalují při zvýšených teplotách v odporové nebo indukční peci za přítomnosti proudu čistého kyslíku. Teploty spalování obecně přesahují 1000 °C a závisí na typu pece (Soon a Abboud, 1991). Spalovací pec obsahuje zdroj čistého kyslíku, pec, různé lapače k odstranění pevných částic, halogenové plyny, vodní páry a katalyzátorovou pec, která slouží k přeměně CO na CO₂ (Nelson a Sommers, 1996). Analýza vzorků pak spočívá v umístění několika stovek miligramů půdy do inertní nádoby a následném spálení. Pro zajištění úplného spálení se používá proud čistého kyslíku. V některých případech se přidávají ke vzorku půdy katalyzátory nebo urychlovače. Typické katalyzátory a urychlovače zahrnují: oxid vanadičný, měď a oxid hliníkový. Díky použití urychlovačů mohou skutečné teploty ve vzorku dosáhnout vyšších teplot (Avramidis et al., 2015).

Spektrofotometrické detekční techniky kvantifikují uvolněný CO₂ pomocí tepelných vodivostních nebo infračervených detektorů. Detektory tepelné vodivosti měří rozdíl mezi tepelnou vodivostí plynu uvolněného ze vzorku a nosného plynu. Následně převádějí rozdíl na % C ve vzorku (Schumacher, 2002). Infračervené detektory vstřebávají infračervenou energii CO₂ na velmi přesné vlnové délce. Jak CO₂ vstupuje do infračervené detekční buňky, měřená hladina energie klesá a detekční systém převádí kumulativní pokles energie na % C. CO₂ absorbuje infračervené záření o vlnové délce 2,6 μm a 4 μm (Avramidis et al., 2015).

Hlavní výhodou metody spalování za sucha je, že zvýšené teploty zajišťují spálení všech forem uhlíku přítomných ve vzorku. Jako další výhoda je minimální náročnost přípravy vzorku (Bisutti et al., 2004). Nevýhoda této metody je zajištění proudění plynů bez úniku, jinak hrozí zkreslené pozitivní hodnoty a vysoké počáteční náklady na nákup zařízení (Nelson a Sommers, 1996).

4.3 Cyklus uhlíku

Uhlík je brán jako základní část všech organických sloučenin a je součástí všech živých organismů. Koloběh uhlíku probíhá na Zemi od jejího vzniku a je nazýván koloběhem života (Schimel, 1995). Největší množství uhlíku je zastoupeno v horninách, sedimentech a oceánech. Takhle uložený uhlík má pomalý obrat a jen v malé míře se podílí na krátkodobém koloběhu (koloběh trvající měsíce až století). Na krátkodobém koloběhu uhlíku se nejvíce podílí atmosféra, půda a povrchové vrstvy oceánu (Falkowski et al., 2000). Nejvýznamnější toky uhlíku v globálním cyklu tvoří atmosférický CO₂, který je akumulován suchozemskou vegetací (Kirschbaum, 2000). Výskyt uhlíku v atmosféře je zejména ve formě CO₂, methanu a v antropogenních uhlíkatých sloučeninách. Hlavní formu zde tvoří CO₂, ve kterém je vázáno 99 % celkového atmosférického uhlíku. Zastoupení CO₂ v celkovém objemu vzduchu je 388 ppm (=0,039 %) (Schmitz et al., 2014).

Cyklus uhlíku je proces výměny uhlíku mezi atmosférou, oceány a pevninskými ekosystémy (Schimel, 1995). Děj, který propojuje jednotlivé prvky koloběhu, při kterém dochází k přesouvání uhlíku z jedné složky na druhou, se nazývá tok uhlíku (Battin et al., 2009). Za předpokladu vynechání antropogenních prvků z bilance se cyklus jeví jako stabilní (Schimel, 1995).

Hlavním zdrojem uhlíku jsou rostliny, které vážou uhlík ve své biomase. Během růstu odčerpávají uhlík z atmosféry a v procesech fotosyntézy ho přeměňují na organické látky (Lepsch et al., 1994). Biomasa rostlin po odumření podléhá procesům rozkladu mikroorganismy, které díky dýchání vrací část uhlíku zpět do atmosféry v podobě CO₂ a zbylý uhlík ukládají do půdy ve formě humusu (Šimek, 2005). Odumřelé zbytky mikroorganismů se za vhodných podmínek pomocí geologických procesů přemění na uhlí či ropu (Post a Kwon, 2000).

Důležitou roli v koloběhu uhlíku plní oceány, do kterých se rozpouští CO₂. Tento proces probíhá pouze v chladných vodách kolem pólů. Dochází zde k reakci CO₂ s vodou a následně přeměně na kyselinu uhličitou. To vede k okyselování oceánů (Battin et al., 2009). V tropických vodách převládá opačný proces, kdy se CO₂ uvolňuje z vody do atmosféry. Postupné oteplování oceánů může zapříčinit značné omezení schopnosti pohlcovat uhlík a tím zvýšit koncentraci CO₂ v atmosféře (Matthews et al., 2004). V oceánech probíhá akumulace uhlíku prostřednictvím řas, které se vyskytují v chladných vodách. Značné množství uhlíku se ukládá na dno oceánských pánví do sedimentů, kde je uhlík uložen po dobu milionů let (Steinberg a Landry, 2017). Za

poslední dvě staletí se množství rozpuštěného uhlíku v oceánech razantně zvýšilo. To vede ke snížení pH oceánů. V důsledku toho máme nejkyselější oceány za posledních 650 000 let. Tento pokles pH ohrožuje zejména korálové útesy a může způsobit další ekologické problémy (Bates a Mathis, 2009).

Tok uhlíku na Zemi je přirozený jev a rovnováha mezi přísunem a odběrem uhlíku z atmosféry je velice křehká (Grace, 2004). Lidská činnost se na koloběhu uhlíku významně podepsala. Změna nastala v 19. století, kdy začala těžba hluboko uloženého uhlíku ve formě ropy a uhlí. Tyto formy se následně začaly spalovat a uvolňovat nadbytečné množství uhlíku do atmosféry (Canadell et al., 2007). Další antropogenní činnost, která ovlivnila tok uhlíku na Zemi, je velkoplošné odlesňování. Díky této činnosti se nemůže uhlík v takové míře vázat v biomase (Ramankutty et al., 2007). V rámci mohutných toků uhlíku se může zdát lidský vliv jako zanedbatelný. Nicméně se nám podařilo narušit křehkou rovnováhu. Koncentrace uhlíku v atmosféře roste, což má za následek kolísání teplot a globální oteplování (Olofsson a Hickler, 2008).

4.3.1 Půda a cyklus uhlíku

Je dobře známo, že na zvyšování koncentrace CO₂ v atmosféře se podílí spalování fosilních paliv. Méně známé je, že značný podíl na zvyšující se koncentraci má obdělávání půdy a způsob hospodaření (Schmitz et al., 2014).

V dnešní době je měření koncentrace uhlíku v atmosféře poměrně přesné, na druhou stranu zjistit přesné hodnoty uhlíku v půdách a oceánech, je zatíženo velkými nejistotami (Bates a Mathis, 2009). Jedním ze způsobů, jak snížit množství skleníkových plynů je zvýšit obsah půdní organické hmoty (Horwath, 2007). Přeměna CO₂ na stabilní uhlík v půdě se označuje jako sekvestrace. Odhaduje se, že v půdní organické hmotě je vázaná většina organického uhlíku na Zemi (Šimek, 2005). Přibližně dvě třetiny uhlíku v půdě jsou vázány pevně v organických sloučeninách s dlouhou dobou oběhu (Lepsch et al., 1994). Významné zdroje uhlíku, které vstupují do půdy, jsou zbytky odumřelých rostlin, kořenů a opad stromového patra. Uhlík z takových zdrojů se zhruba rovná zemské primární produkci a jeho doba obratu je přibližně jeden rok (Levy et al., 2004). Jen malá část z celkového uhlíku, jež se dostane do půdy, je uchována v hlubších vrstvách. Hlavním determinantem vertikálního uložení uhlíku v půdě je klima a struktura půdy. Jejich vliv může být zastíněn účinky alokací rostlin, které mohou ovlivnit relativní rozložení půdního uhlíku v půdě (Jobbágy a Jackson, 2000). Uhlík se z půdy dostává zpět do atmosféry procesem zvaným půdní respirace. Tento

proces probíhá, když jsou zbytky rostlin rozloženy na oxid uhličitý, který je pomocí difuze uvolňován do atmosféry (Post a Kwon, 2000).

Orná půda bez stálého vegetačního pokryvu zvyšuje rychlost eroze a tím se snižuje půdní zásoba uhlíku (Fahey et al., 2010). Jako řešení se jeví rychlý návrat vegetace po ukončení krátkodobého hospodaření na půdě. Vegetace pro svůj růst odebírá oxid uhličitý z atmosféry a opadem či odumřením ho vrací zpět do půdy (Sitch et al., 2008). Snížený příjem uhlíku z odumřelé biomasy vede ke zvýšenému rozkladu dlouhodobých zásob uhlíku. Nejvýznamnější vliv na degradaci půdního uhlíku má respirace způsobená kultivací půdy (Mitra et al., 2011).

4.3.2 Vliv člověka na cyklus uhlíku

Lidstvo svou činností ovlivňuje zemský povrch a plynné složení atmosféry, to se popisuje na koloběhu uhlíku na Zemi (Davidson a Janssens, 2006). Odlesňování pro zemědělské účely započalo před tisíci lety a mohlo mít vliv na klima mnohem dříve než průmyslová revoluce (Olofsson a Hickler, 2008). Změny ve využívání půdy mají za následek změny ve vegetaci a vyčerpání uhlíkových rezerv (Dignac et al., 2017).

Aktuální nerovnováha uhlíkového cyklu je způsobena emisemi z fosilních paliv, které jsou zhruba 6,5 Gt C za rok a emisemi z odlesňování, které činí odhadem 1–2 Gt C za rok (Scott et al., 2015). Odlesňování je jedna z hlavních příčin, která vede k uvolňování uhlíku z půdy. Klimatické modely ukazují, že například amazonské odlesňování má dopad na místní a regionální energetické bilance, které způsobují teplejší a sušší klima (De Fries et al., 2002). Budoucnost zásob uhlíku v deštných pralesech zůstává nejistá. Nelegální těžba dřeva je běžná a politika je vedena potřebou ekonomického rozvoje (Ramankutty et al., 2007).

Dlouhodobé dopady emisí skleníkových plynů ze spalování fosilních paliv započaly v minulosti průmyslovou revolucí a přetrvávají dodnes (Matthews et al., 2004). Emise 21. století způsobují nezvratné změny klimatu a podílí se na acidifikaci oceánů a vzestupu hladiny moří (Frölicher a Joos, 2010). Tento trend by mohly odvrátit mezinárodní dohody, které se snaží zamezit nadměrnému přísunu uhlíku do atmosféry a podpořit jeho uložení v půdě pomocí zalesňování (Grace, 2004). Podle O'Connor (2008) by takový projekt vyžadoval vytvoření vhodných nástrojů financování a další vzdělávání lesníků, ekologů a zemědělců. Grace (2004) upozorňuje na Kjótský protokol, který je důležitým prvním krokem směrem ke snižování emisí.

4.4 Sekvestrace uhlíku

Termín „sekvestrace uhlíku“ znamená akumulaci atmosférického CO₂ rostlinami a následné ukládání fixovaného uhlíku do půdní organické hmoty (Stockmann et al., 2013). Strategie pro zvýšení SOC v půdě se opírá o vstupy kvalitní biomasy, zlepšení hloubkové distribuce uhlíku a jeho zapouzdření do stabilních mikroagregátů (Kuzyakov a Domanski, 2000). Zapouzdřením SOC v mikroagregátech je uhlík chráněn před mikrobiálními procesy a v důsledku toho má dlouhou dobu obratu (Schlesinger, 1990). Kapacita půdní organické hmoty pro sekvestraci atmosférického CO₂ může být výrazně zvýšena obnovou degradovaných půd a ekosystémů (Kirschbaum, 2000).

SOC zahrnuje rostlinné, živočišné a mikrobiální zbytky ve všech fázích rozkladu. Rychlost změny půdních organických sloučenin uhlíku se liší v důsledku komplexních interakcí mezi biologickými, chemickými a fyzikálními procesy v půdě (Post a Kwon, 2000). Špatné hospodaření s půdou způsobuje rozklad půdní organické hmoty, která uvolňuje SOC z půdy v podobě CO₂. Značnou část této ztráty SOC lze připsat sníženým vstupům organické hmoty a účinkům zpracování půdy, které snižují fyzickou ochranu před rozkladem (Schlesinger a Andrews, 2000). Přeměna zemědělské půdy na přirozené ekosystémy ruší některé efekty odpovědné za ztráty SOC (Guo a Gifford, 2002). Aplikace ekologických konceptů hospodaření (např. koloběh živin, osevní postupy, zpracování půdy a zvýšení biodiverzity) může být důležitým faktorem pro zlepšení kvality půdy a sekvestrace SOC (Lavelle, 2000).

Sekvestrace SOC závisí na vlhkostních a teplotních podmínkách půdy, dostupnosti živin (N, P, K, S), struktuře půdy a klimatických podmínkách stanoviště. Kromě těchto faktorů je důležitá kvalita biomasy, která vstupuje do půdy (Lal, 2004). Množství organického uhlíku uloženého v půdě vyplývá z rovnováhy mezi rychlostí vstupu organického uhlíku ve formě biomasy a rychlostí mineralizace. Nejvyšší koncentrace SOC v půdě jsou spojeny s minerálními částicemi o velikosti jílu (Christensen, 1996). Množství a rychlost rozkladu nadzemních vstupů uhlíku se liší typy ekosystémů a využíváním půdy (Schlesinger a Andrews, 2000).

4.4.1 Vliv zemědělství

Hlavní faktor, který negativně ovlivňuje sekvestraci SOC je zemědělství. Zemědělství je definováno jako antropogenní manipulace s uhlíkem prostřednictvím příjmu, fixace a přenosu uhlíku mezi různými zásobami (Freibauer et al., 2004). Změna využívání

půdy může být důležitým nástrojem pro zlepšení sekvestrace SOC (Kirschbaum, 2000).

Změna ve využívání orné půdy na pastvinu nebo orné půdy na trvalý les má za následek větší přínosy sekvestrovaného SOC do půdy (Post a Kwon, 2000). Přeměna přirozených ekosystémů na zemědělské ekosystémy zvyšuje maximální teplotu půdy a snižuje ukládání půdní vlhkosti v kořenové zóně. Tento jev snižuje obsah SOC v půdě a negativně ovlivňuje jeho ukládání do půdní organické hmoty (Viaud et al., 2010). Podobně jako odlesňování má i kultivace půdy přímý vliv na obsah SOC (Stockmann et al., 2013).

U zpracování půdy orbou dochází ke zvýšené mineralizaci SOC a následnému uvolňování uhlíku ve formě CO₂ (Kirschbaum, 2000). Obdělávání půdy rozbíjí půdní agregáty a zpřístupňuje tak nedostupné organo-minerální komplexy. Výsledkem je snížení vázaného organického uhlíku. Po kultivaci, která byla prováděna po dobu 30–50 let, byly pozorovány ztráty až 50 % SOC v povrchových vrstvách půdy (do 20 cm) (Schlesinger, 1990).

Velké a poměrně rychlé změny SOC způsobené kultivací naznačují, že existuje značný potenciál pro zvýšení sekvestrace uhlíku pomocí vhodných postupů hospodaření s půdou (Post a Kwon, 2000). Jako příklady vhodných postupů hospodaření můžeme uvést: navrácení živin v podobě rostlinných zbytků, zpracování půdy bez orby a mulčování, pěstování krycích plodin mimo sezónu, střídání plodin s vysokou diverzitou, používání organických hnojiv, biologickou ochranu proti škůdcům a obnovu degradovaných půd (Guo a Gifford, 2002).

4.4.2 Vliv klimatických podmínek

Změna klimatu může ovlivnit vlhkostní a teplotní režim půdy. Tyto změny ovlivňují druhové složení v ekosystému, které vede ke změnám fyzikálních vlastností půdy a složení biomasy (Lal, 2004). Vliv změny klimatu může být v tropických, mírných a boreálních oblastech odlišný. Zvýšení teploty a snížení srážek může zapříčinit nižší čistou primární produktivitu rostlin a tím snížit vstupy organické hmoty do půdy (Sitch et al., 2008).

Teplota půdy je hlavním determinantem rychlosti mikrobiálních procesů. Zvýšením teploty se mění rychlost mineralizace, která vede ke snížení zásob SOC (Stockmann et al., 2013). Pokles hladiny SOC má nepříznivý vliv na půdní strukturu. Ta bude náchylnější k erozi, zhutnění a odtoku živin (Kirschbaum, 2000). Změna klimatu

může negativně ovlivnit množství SOC v půdě především v boreálních, tundrových a polárních oblastech. Rašelina a další organické půdy v chladných oblastech jsou v současné době největším rezervoárem půdního uhlíku (Davidson a Janssens, 2006).

4.4.3 Vliv biodiverzity

Biodiverzita hraje v dynamice SOC nezastupitelnou roli. Zdravá půda se hemží životem a zahrnuje velmi rozmanitou půdní biotu, která obsahuje zástupce všech skupin mikroorganismů, hub, zelených řas a sinic (Post a Kwon, 2000). Vliv jednotlivých druhů rostlin na mikrobiální aktivitu půdy a koloběh živin spočívá v kvalitě a množství organické hmoty navrácené do půdy (Lal, 2004). Aktivita půdní bioty má silný vliv na fyzikální a biologické vlastnosti půdy, zejména pokud jde o půdní strukturu, pórovitost, provzdušnění, infiltraci vody, koloběh živin a toky organické hmoty (Resh et al., 2002).

Druhy rostlin, které jsou hostitelem bakterií fixujících volný dusík (leguminózy) nebo kořenové systémy s mykorhizními asociacemi často zlepšují příjem živin a mohou poskytnout cestu pro návrat uhlíku do půdy (Paterson et al., 2007). Zvýšené vstupy mikrobiálního dusíku ovlivňují rozkladné procesy, a pravděpodobně zvyšují zásoby uhlíku v půdě (Tilman et al., 2006). Činností půdní bioty vznikají organické polymery, které tvoří a stabilizují půdní agregáty. V agregátech je SOC stabilizován a chráněn před mineralizací a uvolňováním do atmosféry (Jones et al., 2004).

Ekosystémy s vysokou biologickou rozmanitostí sekvestrují víc uhlíku než řízené zemědělské ekosystémy se sníženou biologickou rozmanitostí (Viaud et al., 2010). V řízených ekosystémech se biodiverzita půdy může zvýšit: 1) nahrazením toxických chemikálií životaschopnými alternativami, 2) nahrazením monokultur smíšeným střídáním plodin a 3) obnovou degradovaných půd a ekosystémů přeměnou na travní porosty (Stockmann et al., 2013).

4.4.4 Vliv kořenových exsudátů

Kořenové exsudáty jsou organické látky vstupující do půdy prostřednictvím kořenů rostlin. Jsou chemicky různorodé a liší se složitostí a rozložitelností. Mezi snadno rozložitelné látky, které kořeny vylučují do půdy, patří: sacharidy, aminokyseliny a organické kyseliny (Badri a Vivanco, 2009). Uvolněné organické látky jsou zdrojem uhlíku

a energie pro půdní mikroorganismy. Z pohledu využití lze tyto látky rozdělit na komplexní a nízkomolekulární (Paterson et al., 2007). Snadno odbouratelné rostlinné exsudáty jsou degradovány bakteriemi a houbami. Houby hrají důležitou roli při rozkladu organických materiálů jako je lignin, celulóza a hemicelulóza (Neumann a Romheld, 2000).

Exsudáty jsou pasivní difuzí uvolňovány kořeny rostlin do půdy. Množství uhlíku, které exsudáty uvolní, se pohybuje okolo 10–30 % z celkového množství fixovaného uhlíku rostlinou při fotosyntéze (Stockmann et al., 2013). Kořeny rostlin fungují jako prostředník pro přenos atmosférického uhlíku do půdy ve formě sloučenin. Sloučeniny uhlíku jsou uloženy kořeny v podpovrchové vrstvě půdy (Kuzyakov a Domanski, 2000). Množství a kvalita kořenových exsudátů je určena rostlinnými druhy, stářím jednotlivých rostlin a vnějšími faktory, jako jsou biotické a abiotické stresory (Badri a Vivanco, 2009).

Kořenové exsudáty mají pozitivní i negativní interakce v rhizosféře. Mezi pozitivní interakce patří symbiotické asociace s prospěšnými mikroby například rodu rhizobium. Mezi negativní interakce můžeme řadit asociace s parazitickými a patogenními mikroby (Bais et al., 2006). Paterson et al. (2007) je názoru, že kořenové exsudáty přispívají k vyčerpání zásob SOC prostřednictvím kořenové rhizosféry. Díky působení rhizosféry se může rychlost rozkladu SOC dramaticky zvýšit, a to až pětinašobně.

4.5 Perzistence uhlíku

Perzistence uhlíku neboli vytrvalost uhlíku v půdě je chápána jako výsledek dekompozitorů odvozený ze souhry prostorových a časových variací molekulární diverzity a složení (Dacal et al., 2019). Rozpoznání půdy jako komplexního systému nám umožňuje popsat perzistenci uhlíku jako interakci mezi rozkladači, jejich různorodými organickými substráty a měnícím se heterogenním půdním prostředím (Nadell et al., 2016). Komplexnost perzistence uhlíku v půdě naznačuje, že hospodaření s půdou by mělo být více založené na neustálé péči spíše než na jednorázových opatřeních, které blokují uhlík v půdě (Lehmann et al., 2020).

Chemicky nejstabilnější forma uhlíku v půdě je tzv. černý uhlík, který obsahuje až 98 % uhlíku (Schmidt et al., 2001). Rozlišují se dva typy tohoto uhlíku – první typ je takzvaný „hisotrický“ černý uhlík, který vznikl samovolně v přírodě (například požáry biomasy) a druhý typ je antropogenní, který vznikl spalováním fosilních paliv

(Kopecký et al., 2021). Obě formy černého uhlíku mají zcela odlišné vlastnosti. Historická forma černého uhlíku je pevně vázaná s minerálními půdními koloidy. Naopak antropogenní forma je v půdě méně stabilní a nemůže působit jako rezervoár trvale uloženého uhlíku (Llorente et al., 2010). Černý uhlík ovlivňuje dlouhodobé ukládání uhlíku v půdě dvěma způsoby – vlastní stabilitou a svým vlivem na fyzikální stabilizaci organické hmoty v půdě (Kopecký et al., 2021). Většina tohoto uhlíku je uložena v půdách a vytváří zde významné frakce půdního uhlíku (Lehmann et al., 2020).

Schmidt et al. (2011) navrhuje, aby byla perzistence organického uhlíku v půdě chápána na základě funkční složitosti ve třech aspektech: 1) molekulární diverzita, 2) prostorová heterogenita a 3) časová proměnlivost půdního systému.

4.5.1 Molekulární diverzita

Chemické a fyzikální vlastnosti organické hmoty aplikované na pole, jsou vnímány jako hlavní kontrola rozkladu, společně s vlhkostí a teplotou. Odhady rozkladu jsou obvykle založeny na obsahu dusíku a ligninu (Parton et al., 1987). U velkých molekul a organických látek vyžadujících mimobuněčné enzymy pro mikrobiální příjem je produkce enzymů energeticky náročná a udržitelná pouze pokud má energetický přínos (Vetter et al., 1998). Metabolizace menších rozpustných molekul (např. kořenové exsudáty), které lze přímo přijímat může vyžadovat různé metabolické vstupy. Různé požadavky na metabolizaci vyplývají nejen z velkých rozdílů v molekulárních strukturách (lignin versus celulóza), ale také z molekul, které jsou si strukturálně podobné (Lehmann et al., 2020).

Molekulární diverzita může zvýšit rychlost rozkladu za předpokladu, že jedna sloučenina poskytuje energii nebo živiny potřebné k rozkladu jiné sloučeniny (Menges et al., 2017). Rostlinný materiál obsahuje mnoho blízkce příbuzných molekul, které tvoří struktury listů nebo dřeva a dominují substrátu dostupnému rozkladačům ve svrchní vrstvě půdy (Schöning a Kögel-Knabner, 2006).

4.5.2 Prostorová heterogenita a časová proměnlivost

Velké plochy půdních pórů neobsahují rozkladače, distribuce a forma organické hmoty je v tomto měřítku různorodá (Chakrawal et al., 2020). Fyzická separace zde slouží jako stabilizační mechanismus a dochází k zapouzdření snadno mineralizovatelné organické hmoty ve velkých organických molekulách. Aby rozklad těchto molekul mohl

probíhat, musí půdní mikroorganismy a jejich enzymy přijít do styku se substrátem (Dignac et al., 2017). Dlouhodobá sekvestrace uhlíku v půdních agregátech je jedním z důvodů perzistence uhlíku v půdě. To potvrzuje předpoklad, že agregace zvyšuje perzistenci organického uhlíku (Peng et al., 2017).

Kromě prostorové heterogenity může časová proměnlivost půdní vlhkosti, teploty, živin a organického uhlíku způsobit nelineární snížení nebo zvýšení rozkladu. Předpokládá se, že půdní mikroby mění svoji aktivitu společně s výkyvy vlhkosti a teploty, avšak jejich reakce je nezávislá na tom, jak extrémní nebo časté výkyvy to jsou (Parton et al., 1987). Tento pohled z hlediska dynamiky organického uhlíku v půdě není dostačující. Časová proměnlivost způsobuje dva nezmíněné procesy: 1) rozpustnost substrátu a transport v půdních pórech mění množství organického uhlíku, které lze asimilovat mikroorganismy a 2) přizpůsobení mikrobiálních komunit rychlým změnám podmínek prostředí přispívá k jejich schopnosti využívat organický uhlík (Bouskill et al., 2016). Poznatky z dosavadního vývoje naznačují, že současné podmínky prostředí mohou zásadně ovlivnit rychlost uhlíkových transformací (Dacal et al., 2019).

4.6 Vliv vegetace a hnojení na půdní organický uhlík

Půda je největším rezervoárem suchozemského organického uhlíku na Zemi a silně interaguje se složením atmosféry, podnebím a změnami krajinného pokryvu (Battin et al., 2009). Funkční znaky rostlin řídí různé procesy suchozemského ekosystému, včetně ukládání uhlíku do půdy, jeho přenosu a uvolňování z půdy pomocí dýchání (Freibauer et al., 2004). Půdní uhlík je nezbytný pro zlepšení kvality půdy, její úrodnosti a rostlinné produkce (Johnston et al., 2009). Během posledních dvou století došlo k velkým ztrátám půdního uhlíku zejména odlesňováním a přeměnou přirozených ekosystémů na zemědělské půdy. Tyto činnosti vedly k uvolňování půdního uhlíku do atmosféry (Levy et al., 2004).

Zastoupení SOC v půdě je ovlivněno rostlinnou produkcí. Rostliny ukládají uhlík do půdy ve formě kořenových exsudátů nebo pomocí odumřelé biomasy (Guo a Gifford, 2002). Tyto vstupy uhlíku rostlinou jsou přímo ovlivňovány hnojením. Je zapotřebí zohlednit typ hnojiva dodávaného v běžných dávkách, buď minerálního nebo organického (De Deyn et al., 2008). Účinek hnojení může mít pozitivní i negativní vliv

na obsah SOC. Výzkumy naznačují, že v tomto směru jsou přínosnější statková hnojiva (organická), která podporují půdní edafon. Naopak minerální hnojiva obshují zejména vysoké dávky syntetického dusíku a negativně ovlivňují půdní mikroorganismy (Cooper et al., 2011).

4.6.1 Vliv vegetace

Funkční typy rostlin významně ovlivňují obsah SOC a jeho vertikální rozložení. Procentuální podíl SOC v horních 20 cm půdy je v průměru 33 % pro louky, 42 % pro lesy a 50 % pro křoviny (Jobbágy a Jackson, 2000). Vegetace slouží jako hlavní determinant vstupů a vertikálního rozložení SOC v půdě. Rostlinná produkce a rozklady určují vstupy uhlíku do půdního profilu (Lal, 2004). Alokace kořenů rostlin v mělkých a hlubokých vrstvách půdy může ovlivnit relativní rozložení půdního uhlíku (Stockmann et al., 2013).

Rychle rostoucí druhy rostlin mají větší fotosyntetickou kapacitu než přirozeně pomalu rostoucí rostlinné druhy. To může přispět k většímu hromadění uhlíku v půdě (Bardgett et al., 2005). Pomalu rostoucí druhy produkují vstupy nekvalitního rostlinného materiálu, zejména tak vysoce koncentrované uhlíkové formy ve tkáních, které jsou chudé na živiny (Aerts a Chapin, 1999). Určení vhodné rostlinné strategie závisí na podmínkách prostředí. Druhy s vysokou rychlostí růstu vyžadují značnou dostupnost světla a živin (Schulze, 2006).

Kořenové rozložení ovlivňuje vertikální umístění uhlíku v půdě a alokace rostlin nad zemí ovlivňuje relativní množství uhlíku, které se vrací do půdy ve formě odumřelé biomasy (Daly et al., 2000). V globálním měřítku mají trávy nejmělkčí kořenové profily, stromy mají střední a keře mají nejhlubší profily (Bardgett et al., 2005). Ukládání uhlíku vegetací do půdy je pozitivně spojeno s průměrnými ročními srážkami a obsahem jílu a negativně koreluje s průměrnou roční teplotou v různorodém spektru půd a typem vegetace (De Deyn et al., 2008).

Rostliny ukládají největší množství uhlíku do půdy zejména pak do hloubky jednoho metru. Relativně hluboko uložený uhlík má pomalý obrat a je odolný vůči změnám klimatu nebo hospodaření (Kuzyakov a Domanski, 2000). Důležitou roli představují změny vegetačního typu. Zavedení hluboce kořenicí vegetace do mělce zakořeněných systémů by mohlo zapříčinit ukládání uhlíku do větších hloubek. Tím by byl uhlík chráněn před ztrátami. Hluboké půdy by mohly fungovat jako zásobník uhlíku

(Fontaine et al., 2007). Potenciální příklady zahrnují vysázení keřů do travinných porostů nebo zalesnění oblastí, které byly využívány pro pěstování jednoletých plodin (Jobbágy a Jackson, 2000).

Ztráta rostlin s hlubšími kořeny může mít opačný výsledek. Takové změny ve vegetaci jsou stále častější a jsou způsobeny přeměnou přirozených ekosystémů na zemědělskou půdu, a především pěstováním jednoletých kulturních plodin (Schenk a Jackson, 2002). Jako jedna z možností, jak zvýšit obsah uhlíku v půdě se nabízí přeměna nevyužívaných zemědělských ploch na přirozenou vegetaci. Tento proces přeměny ekosystémů by mohl rušit některé efekty odpovědné za ztráty organického uhlíku v půdě (Post a Kwon, 2000). Dlouhodobé zvýšení sekvestrace půdního uhlíku vyžaduje trvalou primární produktivitu rostlin a efektivní zpětnou vazbu mezi společenstvy rostlin a půdní biotou (Freibauer et al., 2004).

4.6.2 Vliv hnojení

Hnojení a způsoby obdělávání půdy jsou postupy, které působí proti degradaci půdy. Hnojiva přispívají k obnově živin, které byly vyčerpány produkcí plodin a udržují tak produktivitu půd (Rasool et al., 2008). Aplikace organických a minerálních hnojiv má v některých případech odlišné účinky na SOC (Khan et al., 2007). Pravidelná aplikace organických hnojiv (např. hnůj) přispívá k akumulaci SOC v půdě. Na druhou stranu minerální hnojení především dusíkem, může podpořit procesy rozkladu a zmenšovat tak zásoby půdního uhlíku (Haynes, 2005). Obecně lze říct, že obě varianty hnojení jak organického, tak minerálního mají pozitivní účinky na SOC. To lze přičíst dvěma faktorům. Za prvé, obě varianty hnojení příznivě ovlivňují růst kořenové soustavy, která produkuje více kořenových exsudátů a tím obohacuje půdu o uhlík. A za druhé, hnojení má pozitivní vliv na obsah uhlíku v nadzemní biomase, která se vrací do půdy ve formě posklizňových zbytků nebo opadu (Poirier et al., 2013).

Při aplikaci organického hnojiva se zvyšuje labilita SOC, narůstá tak podíl méně stabilních a lépe rozložitelných organických látek. Dodané živiny zvyšují aktivitu mikroorganismů a ty následně rozkládají v půdě organické látky, které by se jinak nerozložily (Cooper et al., 2011). V mnoha studiích bylo zjištěno, že koncentrace SOC v půdě je zvýšená v zemědělských systémech, kde byla pravidelně aplikována organická hnojiva (Lou et al., 2011). Organická hmota (hnůj a rostlinné zbytky) slouží jako zdroj živin pro půdní biotu a přispívá k lepší úrodnosti půdy (Kallenbach et al., 2016). Na druhou stranu dodané labilní formy uhlíku organickými hnojivy nemusí být vždy

přínosné z pohledu sekvestrace uhlíku. Tyto formy mohou být rychle mineralizovány půdními organismy (Powlson et al., 2012). Mikroorganismy mohou vylučovat organické kyseliny a polysacharidy během rozkladu organického hnoje a tím vytvářet makropóry a makroagregáty, které stabilizují půdní uhlík a chrání ho před vnějšími a vnitřními vlivy (Ghosh et al., 2012). Aplikace statkových hnojiv může vést ke zvýšení ligninu a jemu podobným produktům, které jsou hlavní složkou rezistentního uhlíku v půdě (Lima et al., 2009). Zvýšení nelabilního uhlíku v půdě hnojené organicky naznačuje, že přidávání organických hnojiv by mohla být strategie ke zlepšení stabilizace SOC v dlouhodobém horizontu (Ding et al., 2012).

Dusíkatá minerální hnojiva zvyšují obsah SOC v půdě pouze za předpokladu navrácení rostlinných zbytků zpět do půdy. Dále se musí zohlednit způsob obhospodařování, půdní typ a klimatické podmínky (Blair et al., 2006). Existují protichůdná tvrzení o vlivu minerálního hnojení na sekvestraci SOC. Některé studie naznačují, že použití minerálních hnojiv, zejména dusíkatých, vyvolává čistou ztrátu SOC (Khan et al., 2007). Jiné studie poukazují na zvýšení zásoby SOC v orniční vrstvě po dlouhodobém používání minerálních hnojiv (Johnston et al., 2009). Poirier et al. (2013) ve své studii uvádí nulové účinky po aplikaci minerálních hnojiv na obsah SOC v půdě.

Tyto rozdíly závisí na výchozím stavu uhlíku v půdě, ekosystému, množství a kvalitě navrácených zbytků do půdy a množství a délce aplikace hnojiv (Cooper et al., 2011). Jako řešení se nabízí kombinace organického a minerálního hnojení. Taková kombinace by měla příznivé účinky na aktivitu mikroorganismů poskytovaním snadno dostupných zdrojů uhlíku a zlepšení fyzických vlastností půdy zejména pórovitosti (Lou et al., 2011). Vysoká akumulace minerálního dusíku v půdním profilu může mít negativní vedlejší účinky na životní prostředí (Rasool et al., 2008).

5 Cíle práce a hypotézy

Cílem této práce bylo sledování obsahu organického uhlíku ve vzorcích půd odebíraných v porostech vybraných druhů energetických trav z orniční a podorniční vrstvy půdy.

5.1 Dílčí cíle

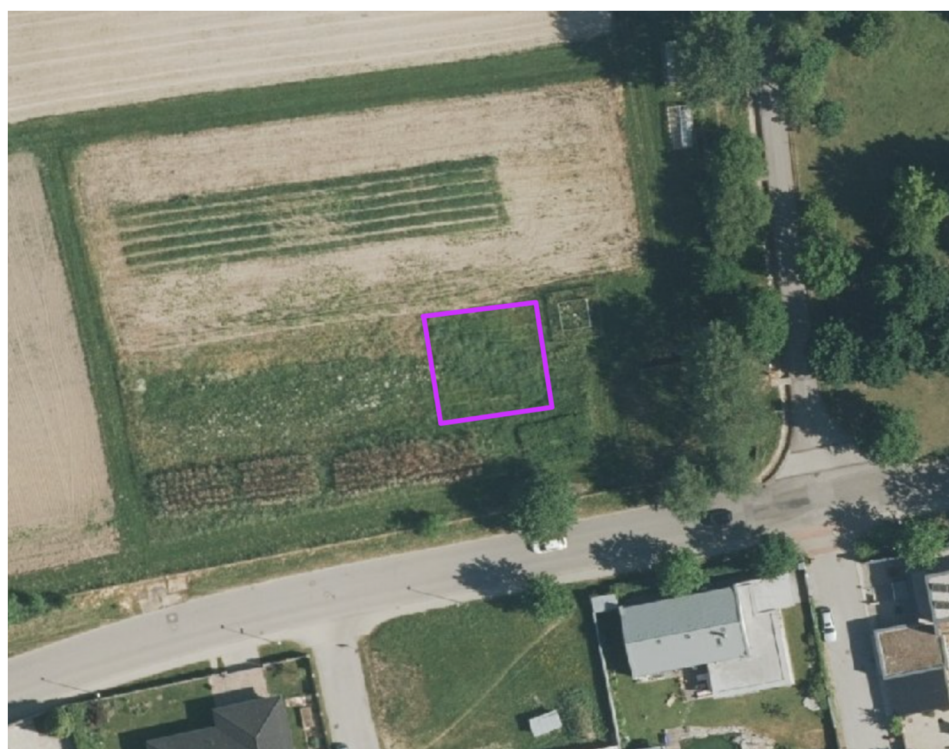
- 1) Údržba porostů dle stanovené metodiky
- 2) Pravidelné odběry půdních vzorků z orniční a podorniční vrstvy (0–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm)
- 3) Zpracování a příprava půdních vzorků pro analýzu
- 4) Stanovení obsahu organického uhlíku pomocí přístroje Primacs SLC Analyzer (Skalar, Nizozemsko)
- 5) Statistické vyhodnocení získaných výsledků.

5.2 Hypotézy

- 1) Díky aktivní rhizosféře a vylučování kořenových exsudátů a také předpokladu vyššího mikrobiálního oživení lze očekávat vyšší hodnoty organického uhlíku ve vrstvě půdy 0–10 cm.
- 2) Aplikace minerálních hnojiv by měla podpořit růst rostlin, a tedy i obsahu půdní organické hmoty. Půdy s hnojenými variantami energetických trav by měly obsahovat více uhlíku než varianty nehnojené.
- 3) Nejvyšší hodnoty obsahu organického uhlíku lze očekávat v jarních měsících, kdy rostliny začnou být fotosynteticky aktivní a akumulace organického uhlíku převládá nad jeho úbytkem v důsledku mineralizace.

6 Metodika

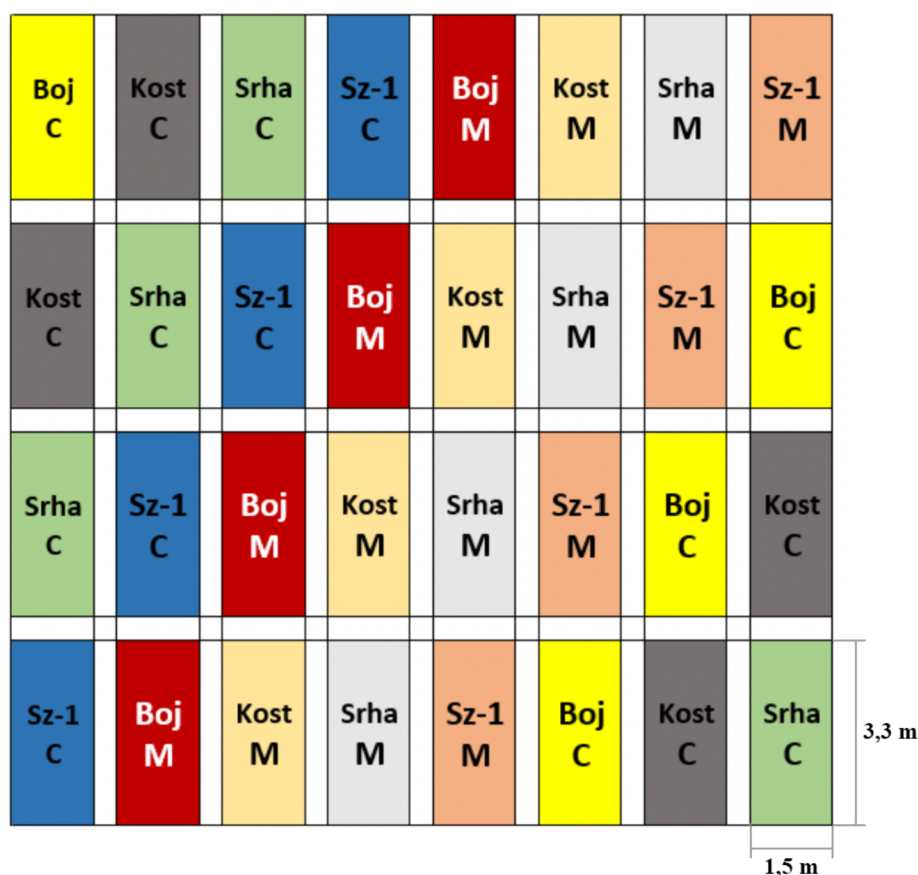
Pro výzkum byla použita pokusná pole Zemědělské a technologické fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích (Obrázek 6.1), kde byly založeny porosty energetických trav. Nadmořská výška pozemku činí 400 m n. m. Klimatický region je zde mírně teplý/vlhký. Průměrný úhrn srážek je ročně přibližně 550 mm a průměrná roční teplota dosahuje 8 °C (ČHMÚ, 2022). Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd (2022) uvádí v této lokalitě půdní typ pseudogleje s obsahem skeletu do 25 %. Podle Cassagrandeho metody byl definován půdní druh jako písčitohlinitý.



Obrázek 6.1: Mapa pokusné lokality (Zdroj: LPIS, 2022)

6.1 Založení a údržba porostů

Porosty trav byly založeny 16. 4. 2019. Rozloha každé parcelky je 5 m², celkem je na vytyčeném území 32 parcelek. Byly zde vysety 4 druhy energetických trav, a to: bojíněk luční (*Phleum pratense*), kostřava rákosovitá (*Festuca arundinacea*), srha laločnatá (*Dactylis glomerata*) a Szarvasi-1 (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1). Jednotlivé druhy trav se zde vyskytují ve dvou variantách. Varianta s označením C (control) je bez přidání minerálních hnojiv. Na druhou variantu s označením M (mineral) byla aplikována minerální hnojiva. Každá varianta měla čtyři opakování (Obrázek 6.2).



Obrázek 6.2: Plán parcelék

Porosty trav byly udržovány dle předem stanovené metodiky. Metodika hnojení byla odvozena z informací publikovaných v publikaci Vaněk et al. (2016). Po dvou měsících od založení porostů proběhla odplevelovací seč. Následně 2. 7. 2019 byl aplikován na všechny parcelky herbicid proti dvouděložným plevelům Starane 200 EC (60 ml + 10 l vody). Ten samý den bylo aplikováno na parcelky s označením M hnojivo LAV (ledek amonný s vápencem) v dávce 200 kg/ha (54 kg čistého N/ha), pro jednotlivé parcelky dávka činila 0,1 kg LAV/5 m².

V březnu 2020 byla provedena celková seč porostů, po které byla aplikována minerální hnojiva na parcelky s označením M, a to: 400 kg LAV/ha (108 kg čistého N/ha, pro jednotlivé parcelky 0,2 kg LAV/5 m²), dále 150 kg 3SF (superfosfát trojitý)/ha (30 kg čistého P/ha, pro jednotlivé parcelky 0,075 kg 3SF/5 m²) a 200 kg DS (draselná sůl)/ha (100 kg čistého K/ha, pro jednotlivé parcelky 0,2 kg DS/5 m²). V červenci téhož roku byla aplikována poslední dávka hnojiva 200 kg LAV/ha (54 kg N/ha, pro jednotlivé parcelky 0,1 kg LAV/5 m²).

V roce 2021 byla použita stejná metodika jako pro rok 2020. V březnu 2021 byla provedena seč, včetně prohloubení oddělovacích kanálků mezi parcelkami. Následně byla aplikována hnojiva (viz. březen a červenec 2020).

6.2 Odběr a příprava vzorků

Vzorky půdy se začaly odebírat od 20. května 2020 pomocí pedologické sondážní tyče z hloubek 0–10 cm, 10–20 cm a 20–30 cm. Další odběry následovaly vždy po dvou měsících (s tolerancí ± 3 dny) až do září 2021 (tj. březen, květen, červenec, září). Po období vegetačního klidu byly provedeny poslední odběry půdních vzorků dne 17. března 2022.

Po vyjmutí tyče z půdy byl vzorek rozdělen na jednotlivé části dle hloubky odběru. Každá část byla uložena odděleně do papírových sáčků – zvlášť byla uložena zemina z hloubky 0–10 cm, zvlášť z hloubky 10–20 cm a zvlášť z hloubky 20–30 cm. Z hloubky 0–10 cm byla vždy odstraněna nadložní vrstva s viditelným organickým materiálem. Na každé konkrétní parcelce byly provedeny tři vpichy. Zemina z těchto tří vpichů z hloubky 0–10 cm byla smíchána, čímž vznikl jeden homogenní vzorek. Stejný postup byl proveden i se zeminou z hloubek 10–20 cm a 20–30 cm. V konečné fázi vznikly z každé parcelky tři homogenní vzorky určené k následné analýze (jeden z hloubky 0–10 cm, jeden z hloubky 10–20 cm a jeden z hloubky 20–30 cm).

V laboratoři byla půda rozdrobena a sušena při 60 °C do konstantní hmotnosti. Po vysušení byla půda zpracována půdním mlýnem na jemnozem 1 (půdní částice menší než 2 mm). Dále byla jemnozem upravena drcením pro zvýšení homogenity a následně přesítována. Sítováním byly odstraněny částice větší než 0,25 mm. Upravená jemnozem byla dále využívána v následných analýzách.

6.3 Analýza vzorků na přístroji Primacs SLC Analyzer

Cílem výzkumu bylo stanovit celkový obsah organického uhlíku (TOC) ve vzorcích půdy. K analýze byl použit přístroj Primacs SLC Analyzer, který ke stanovení TOC využívá spalovací metodu. Jedná se o stanovení obsahu uhlíku suchou cestou.

Přístroj Primacs SLC Analyzer je opatřen dvěma pecemi, které umožňují odděleně určit celkový uhlík TC (total carbon) a anorganický uhlík IC (inorganic carbon). Celkový uhlík je stanoven katalytickou oxidací půdního vzorku při teplotě 1100 °C. Při tomto procesu dochází k přeměně přítomného uhlíku ve vzorku na CO₂, který je měřen pomocí infračerveného detektoru. Dále přístroj stanoví obsah anorganického uhlíku pomocí okyselení vzorku zředěnou kyselinou orthofosforečnou v IC reaktoru. Celkový obsah organického uhlíku je definován vztahem $TC-IC=TOC$ (%).

6.3.1 Pracovní postup laboratorních prací

Upravené vzorky půdy byly ve speciálních skleněných kelímcích (pro stanovení TOC) nebo skleněných zkumavkách (pro stanovení IC) naváženy na analytické váze. Navážka činila 200 mg vzorku připravené půdy. Následná analýza jednoho vzorku trvala 15 minut (8 minut pro stanovení TC, 7 minut pro stanovení IC). Měření každého vzorku bylo provedeno pětkrát.

6.3.2 Statistické vyhodnocení získaných výsledků

Získané hodnoty TOC z pěti opakování byly statisticky vyhodnoceny. Ke statistickému vyhodnocení byl použit program SPSS statistics od firmy IBM. Jelikož se jedná o data typu split-plot (vliv nezávislých proměnných na závislou proměnnou – TOC) byla použita analýza variace UNIANOVA (Univariační analýza anova). Program dále vyhodnotil post hoc LSD test. LSD test byl proveden pouze u následujících faktorů: druh energetických rostlin, hloubka odběru a termín odběru. Z důvodu méně než tři skupin nemohl program vyhodnotit LSD test u varianty hnojení. Vybrané výstupy jsou ve formě tabulek shrnuty v kapitole Výsledky a diskuse.

7 Výsledky a diskuse

7.1 Souhrnné statistické výsledky

Nejdříve byl vyhodnocen vliv jednotlivých druhů energetických trav na průměrný obsah TOC v půdních vzorcích. Hodnoty udávající obsah TOC jednotlivých energetických plodin byly zprůměrovány a byl vypočítán interval spolehlivosti ($p=0,05$). Nejvyšší hodnoty TOC byly naměřeny v porostech szarvasi-1, bojínku lučního a kostřavy rákosovité. Naopak nejnižší hodnoty TOC vykazovala srha laločnatá (Tabulka 7.1).

Tabulka 7.1: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu energetických trav

Species	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
			Lower Bound	Upper Bound
Bojínek	1.968	.006	1.957	1.979
Kostřava	1.928	.006	1.917	1.939
Srha	1.766	.006	1.755	1.776
Szarvasi-1	1.975	.006	1.964	1.986

Species - druh

Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti

Lower Bound - spodní hranice

Upper Bound - horní hranice

Nízké hodnoty TOC u srhy laločnaté lze odůvodnit řídkým a málo trsnatým porostem. Tento jev mohl být způsoben starším osivem a nepříznivými klimatickými podmínkami při vzcházení, kdy panovalo neobvykle suché léto. Nepříliš trsnatý porost mohl ztratit svou dominanci a poskytnout tak prostor pro plevelné druhy rostlin. U ostatních trav byly porosty husté a dobře zapojené. Stockmann et al. (2013) uvádí, že porosty s rozvinutější nadzemní fytomasou mohou disponovat efektivnější fotosyntézou a tím dochází k účinnější fixaci atmosférického uhlíku. Ten rostliny následně ukládají pomocí kořenových exsudátů do půdy. De Deyn et al. (2008) podotýká, že ukládání uhlíku vegetací do půdy závisí na průměrných ročních srážkách, obsahu jílu a typu vegetace.

Dále byly vyhodnoceny průměrné obsahy TOC v závislosti na termínu odběru. Z výsledků vyplývá, že nejvyšší hodnoty TOC byly naměřeny u odběrů provedených v měsíci březnu (Tabulka 7.2). Nárůst TOC v jarních měsících byl způsoben aktivní fotosyntézou, kdy rostliny po zimním období začaly aktivně akumulovat organický uhlík, který převládal nad úbytkem způsobeným mineralizací (Hypotéza 3).

Tabulka 7.2: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na termínu odběru

Month	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
			Lower Bound	Upper Bound
Březen	2.484	.006	2.473	2.495
Květen	1.742	.006	1.731	1.753
Červenec	1.694	.006	1.683	1.705
Září	1.716	.006	1.705	1.727

Month - měsíc

Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti

Lower Bound - spodní hranice

Upper Bound - horní hranice

Nízké teploty na jaře mají přímý vliv na teplotní režim půdy, a to se odráží na obsahu SOC. Teplotní podmínky půdy ovlivňují rychlost mikrobiálních procesů (Sitch et al., 2008). Zvýšením teploty se mění rychlost mineralizace, která může vést ke značným ztrátám zásob SOC v půdě (Stockmann et al., 2013). Vysoké teploty a malé srážky mohly zapříčinit nižší čistou primární produktivitu rostlin a tím se snížily vstupy organické hmoty do půdy (Sitch et al., 2008). Lal (2004) uvádí, že sekvestrace SOC závisí na vlhkostních a teplotních podmínkách půdy, dostupnosti živin, struktuře půdy a na klimatických podmínkách stanoviště.

Půdní vzorky byly odebírány ze tří hloubek (0–10 cm, 10–20 cm a 20–30 cm). Byl zjištěn značný rozdíl v průměrném obsahu TOC u vzorků odebraných z hloubek 0–10 cm a 20–30 cm. Největší zastoupení TOC bylo zjištěno v hloubce 0–10 cm (Tabulka 7.3). Větší zastoupení organického uhlíku v hloubce 0–10 cm je způsobeno aktivní rhizosférou a vylučováním kořenových exsudátů, zároveň je v této hloubce vyšší mikrobiální aktivita (Hypotéza 1).

Tabulka 7.3: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na hloubce odběru

Depth	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
			Lower Bound	Upper Bound
0-10 cm	2.226	.005	2.216	2.235
10-20 cm	2.050	.005	2.041	2.060
20-30 cm	1.451	.005	1.442	1.461

Depth - hloubka

Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti

Lower Bound - spodní hranice

Upper Bound - horní hranice

Jobbágy a Jackson (2000) uvádějí vegetaci jako hlavní determinant relativní vertikální distribuce SOC v půdě. Kořenové rozložení ovlivňuje svislé ukládání uhlíku v půdě. Jejich publikace uvádí trávy jako mělce kořenící typ vegetace, stromy jako středně kořenící a nejhlubší kořenovou soustavu disponují keře. Davidson a Janssens (2006) zmiňují vliv podnebí a struktury půdy na celkové množství SOC uloženého v prvním metru půdy. Dále uvádějí, že vstupy uhlíku do půdního profilu určuje rostlinná produkce a rozklady probíhající v půdě. Fontaine et al. (2007) tvrdí, že hluboko uložený uhlík může v půdě déle přetrvávat, protože je vázán na půdní minerály a existuje ve formách, ke kterým rozkladači nemají přístup. Na druhou stranu v hlubokých půdních vrstvách jsou vstupy čerstvého uhlíku rostlinami extrémně nízké.

Na pokusném pozemku byly založeny dvě varianty od každé z energetických rostlin. Jedna nehnojená varianta s označením C a druhá hnojená varianta s označením M. Z výsledků vyplývá pozitivní vliv hnojení na průměrný obsah TOC v porostech energetických trav. V Tabulce 7.4 můžeme pozorovat vyšší průměrný obsah TOC u hnojené varianty s označením M. Tím se potvrzuje Hypotéza 2, kdy aplikace minerálních hnojiv podporuje růst rostlin a tím i obsah půdní organické hmoty, což se odráží na vyšším obsahu TOC půdě.

Tabulka 7.4: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na hnojení

Variant	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
			Lower Bound	Upper Bound
C	1.784	.004	1.776	1.791
M	2.035	.004	2.027	2.042

Variant - varianta C (nehnojená)
- varianta M (hnojená)
Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

V důsledku hnojení má rostlina dostatek živin, což podporuje růst fytomasy a rozvoj kořenové soustavy, která produkuje více kořenových exsudátů a tím obohacuje půdu o organický uhlík (Poirier et al., 2013). Hnojení má pozitivní vliv na obsah uhlíku v nadzemní biomase, která se následně vrací zpět do půdy ve formě posklizňových zbytků nebo opadu (Cooper et al., 2011). Naopak nadměrné hnojení minerálním dusíkem, může podpořit rozkladné procesy a zmenšovat tak zásoby půdního uhlíku (Haynes, 2005). Minerální hnojiva mohou okyselovat půdní prostředí, a to může vést k úbytku mikrobiální biomasy a změnám ve složení mikrobiálních společenstev (Rasool et al., 2008).

7.2 Vliv druhu energetických rostlin a termínu odběru na obsah celkového organického uhlíku

Vliv termínu odběru půdních vzorků na obsah TOC byl již popsán. Potvrdila se hypotéza, která předpokládala vyšší hodnoty TOC v jarních měsících. V Tabulce 7.5 je vyobrazen obsah TOC v jednotlivých termínech pro všechny travní druhy. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v měsíci březnu, kde dosáhl nejvyšších hodnot bojínek luční. Kostřava a szarvasi-1 mají skoro identické hodnoty TOC. Nejnižší obsah byl naměřen u srhy laločnaté.

Tabulka 7.5: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu porostu a termínu odběru

Species	Month	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound
Bojínek	Březen	2.714	.011	2.693	2.736
	Květen	1.772	.011	1.750	1.793
	Červenec	1.703	.011	1.681	1.725
	Září	1.683	.011	1.661	1.705
Kostřava	Březen	2.576	.011	2.554	2.598
	Květen	1.731	.011	1.709	1.752
	Červenec	1.700	.011	1.678	1.721
	Září	1.707	.011	1.686	1.729
Srha	Březen	2.067	.011	2.045	2.088
	Květen	1.699	.011	1.677	1.720
	Červenec	1.588	.011	1.566	1.610
	Září	1.709	.011	1.687	1.731
Szarvasi-1	Březen	2.579	.011	2.558	2.601
	Květen	1.769	.011	1.747	1.790
	Červenec	1.787	.011	1.765	1.809
	Září	1.764	.011	1.743	1.786

Species - druh

Month - měsíc odběru

Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti

Lower Bound - spodní hranice

Upper Bound - horní hranice

Při porovnání s ostatními druhy jsou hodnoty TOC srhy ve všech měsících nejnižší. U ostatních termínů (květen, červenec a září) byl zaznamenán pokles TOC u všech druhů energetických trav. Stockmann et al. (2013) poukazuje na vliv narůstajících teplot v letních měsících na zvýšenou činnost mikroorganismů. Mikroorganismy tak aktivně

mineralizují kořenové exsudáty a organickou hmotu, což vede k úbytku SOC v půdě. Schmidt et al. (2011) zmiňuje, jak změny klimatu mohou ovlivnit vlhkostní a teplotní režimy půd. Post a Kwon (2000) označuje účinky vlhkosti a teploty jako faktory, které mohou ovlivňovat rychlost rozkladu rostlinného materiálu a složení mikrobiálních společenstev. Dále uvádí, že nízké teploty zpomalují rozklad. Agostini et al. (2015) ve své práci uvádí, že množství organického uhlíku uloženého v půdě vyplývá z rovnováhy mezi rychlostí vstupu organického uhlíku do půdy a rychlostí mineralizace.

7.3 Vliv druhu energetických rostlin a hloubky odběru na obsah celkového organického uhlíku

Nejvyšší hodnoty TOC byly naměřeny v půdních vzorcích odebíraných z hloubek 0–10 cm a 10–20 cm. Tabulka 7.6 nabízí rozšířený pohled na průměrný obsah TOC při současném vlivu druhu energetických rostlin a hloubky odběru. Nejvyšších hodnot TOC dosáhl bojínek luční v hloubce 0–10 cm.

Tabulka 7.6: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu porostu a hloubce odběru

Species	Depth	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound
Bojínek	0-10 cm	2.278	.010	2.259	2.297
	10-20 cm	2.141	.010	2.122	2.160
	20-30 cm	1.485	.010	1.466	1.504
Kostřava	0-10 cm	2.246	.010	2.227	2.265
	10-20 cm	2.100	.010	2.081	2.119
	20-30 cm	1.439	.010	1.420	1.458
Srha	0-10 cm	2.114	.010	2.095	2.133
	10-20 cm	1.855	.010	1.836	1.873
	20-30 cm	1.328	.010	1.309	1.347
Szarvasi-1	0-10 cm	2.266	.010	2.247	2.284
	10-20 cm	2.106	.010	2.087	2.125
	20-30 cm	1.553	.010	1.534	1.572

Species - druh
Depth - hloubka
Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

O něco nižší hodnoty TOC byly naměřeny v hloubce 10–20 cm. Nejvýznamnější propady TOC můžeme pozorovat u srhy laločnaté, převážně v hloubkách 10–20 cm a 20–30 cm.

Vysoké obsahy TOC v hloubce 0–10 cm u všech rostlin lze vysvětlit tím, že uhlík uložený v hloubce 0–10 cm je aktivně využíván rostlinou a půdními mikroorganismy, které ho následně navrací do půdy. Dále můžeme zmínit odumřelé části rostlin, které se hromadí na povrchu půdy a podléhají rozkladu, to může být další z faktorů, který vysvětluje největší zastoupení uhlíku právě v této hloubce. Následná distribuce TOC je ovlivněná kořenovou soustavou. Ze získaných dat můžeme konstatovat, že s hloubkou se snižuje vertikální distribuce uhlíku v půdním profilu rostlinami. V hloubce 20–30 cm byly největší hodnoty TOC naměřeny u szarvasi-1. Sipos et al. (2013) ve své práci uvádí, že rostlina szarvasi-1 disponuje až 3 metry hlubokou kořenovou soustavou. Takový kořenový systém je schopný ukládat uhlík hluboko do půdy pomocí kořenových exsudátů. Ze získaných dat vyplývá, že bojíněk luční a kostřava rákosovitá mají rovněž hluboce sahající kořenovou soustavu.

Jobbágy a Jackson (2000) uvádějí, že obsah TOC se zvyšuje srážením a obsahem jílu v půdě a snižuje se s teplotou. Ferrarini et al. (2021) poukazuje na ovlivnění obsahu TOC podnebím, které působí na vrstvu půdy do 10 cm a obsahem jílu, který dominuje v hlubších vrstvách půdy. Lehmann et al. (2020) doplňuje, že relativně hluboké vrstvy půdy mohou být bezvýznamné kvůli pomalému obratu uhlíku, na druhou stranu hluboko uložený uhlík je odolný vůči změnám klimatu nebo hospodaření. Dále poznamenává, že hluboké vrstvy půd můžou fungovat jako zásobník uhlíku. Schenk a Jackson (2002) naznačují, že změny vegetačního typu mohou hrát důležitou roli. Zavedení hluboce kořenících rostlin do mělce zakořeněných systémů by mohlo zvýšit ukládání uhlíku hluboko do půdy.

Výsledky výzkumu Fontaine et al. (2007) naznačují, že při absenci čerstvého SOC, který slouží jako základní zdroj energie pro půdní mikroorganismy, je stabilita SOC v hlubokých půdních vrstvách zachována. Lehmann et al. (2020) upozorňuje na pomalý rozklad SOC v hlubokých vrstvách půdy. Ten může být důsledkem nevhodných podmínek pro mikroorganismy (např. nedostatek kyslíku). Pomalý obrat SOC v hlubokých půdních profilech je důsledkem nedostatku přísunu čerstvého uhlíku (např. rostlinné zbytky nebo exsudáty).

7.4 Vliv druhu energetických rostlin a hnojení na obsah celkového organického uhlíku

Vliv hnojení na celkový obsah organického uhlíku byl již potvrzen (Tabulka 7.4). V této kapitole je popsán vliv hnojení u konkrétních energetických plodin. V Tabulce 7.7 jsou přehledně znázorněny průměrné obsahy TOC jednotlivých variant energetických rostlin. Nejvyšších hodnot TOC dosáhla hnojená varianta bojínku lučního. Naopak nejnižší hodnoty TOC byly naměřeny v porostech srhy laločnaté, a to u obou variant (hnojené i nehnojené). Nehnojená varianta porostu szarvasi-1 vykazovala vyšší hodnoty TOC než hnojená varianta porostu srhy laločnaté.

Tabulka 7.7: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu porostu a hnojení

Species	Variant	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound
Bojínek	C	1.797	.008	1.782	1.813
	M	2.139	.008	2.123	2.154
Kostřava	C	1.786	.008	1.771	1.801
	M	2.071	.008	2.055	2.086
Srha	C	1.634	.008	1.619	1.649
	M	1.897	.008	1.882	1.912
Szarvasi-1	C	1.917	.008	1.902	1.933
	M	2.032	.008	2.017	2.048

Species - druh
Variant - varianta C (nehnojená)
- varianta M (hnojená)
Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

Bojínek luční a kostřava rákosovitá mají téměř totožné hodnoty TOC, jak u hnojené, tak i u nehnojené varianty. Jak již bylo odůvodněno, nízké hodnoty v porostech srhy laločnaté byly způsobeny řídkým porostem této trávy.

Vliv hnojení na obsah SOC se v řadě publikací liší. Účinky hnojení mohou mít pozitivní i negativní vliv na obsah SOC. De Deyn et al. (2008) ve své práci uvádí, že vstupy uhlíku rostlinou jsou přímo ovlivňovány hnojením. Dále zohledňuje typy dodávaného hnojiva na minerální a organická. Cooper et al. (2011) zmiňuje organická hnojiva jako přínosnější pro celkový obsah SOC v půdě. Organická hnojiva dodávaná do půdy podporují půdní mikroorganismy, a tím se zvyšuje rozklad organických látek. Naopak Powlson et al. (2012) uvádí, že dodané labilní formy uhlíku právě zmíněnými

organickými hnojivy nemusí být vždy přínosné. Tyto formy uhlíku podléhají rychlejší mineralizaci půdními organismy. Khan et al. (2007) popisuje protichůdné vlivy minerálního hnojení na obsah SOC. Některé studie poukazují na čistou ztrátu SOC po aplikaci minerálních hnojiv. Cooper et al. (2011) uvádí, že účinky hnojení jak organického, tak minerálního závisí na výchozím stavu uhlíku v půdě, množství a kvalitě navrácených zbytků do půdy, množství a četnosti aplikace hnojiv.

7.5 Vliv termínu a hloubky odběru na obsah celkového organického uhlíku

V této části statistického vyhodnocení je znázorněn vliv termínu a hloubky odběru půdních vzorků na průměrný obsah TOC. Z Tabulky 7.8 můžeme vyčíst, že nejvyšší hodnoty TOC byly naměřeny v půdních vzorcích odebíraných v březnu. V tomto měsíci vykazovaly nejvyšší hodnoty TOC vzorky odebrané z hloubky 0–10 cm a 10–20

Tabulka 7.8: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na termínu a hloubce odběru

Month	Depth	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
				Lower Bound	Upper Bound
Březen	0-10 cm	3.090	.010	3.071	3.108
	10-20 cm	2.839	.010	2.820	2.858
	20-30 cm	1.523	.010	1.504	1.542
Květen	0-10 cm	1.984	.010	1.965	2.003
	10-20 cm	1.906	.010	1.887	1.925
	20-30 cm	1.337	.010	1.318	1.356
Červenec	0-10 cm	1.872	.010	1.853	1.891
	10-20 cm	1.722	.010	1.703	1.741
	20-30 cm	1.489	.010	1.470	1.508
Září	0-10 cm	1.957	.010	1.938	1.976
	10-20 cm	1.734	.010	1.715	1.753
	20-30 cm	1.456	.010	1.437	1.475

Month - měsíc
Depth - hloubka
Std. Error - směrodatná chyba

Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

cm. Rozdíl TOC u těchto hloubek je minimální, i přes to byly v hloubce 0–10 cm zjištěny vyšší hodnoty TOC. Naopak nejnižší hodnoty TOC byly zjištěny v hloubce 20–

30 cm. Při porovnání s ostatními termíny odběrů mají březnové odběry nejvyšší hodnoty TOC ve všech hloubkách. Nejnižší obsah TOC ze všech termínů byl zjištěn u odběrů provedených v květnu z hloubky 20–30 cm. Odběry, které byly provedeny v červenci a září jsou si velmi podobné, kromě hloubky 0–10 cm. Zde můžeme pozorovat rozdíly mezi hodnotami TOC, kdy odběry, které byly provedeny v září mají vyšší hodnoty TOC než ty červencové.

Jobbágy a Jackson (2000) tvrdí, že při zvýšení teploty mohou půdy s hluboko uloženým uhlíkem fungovat jako zdroj uhlíku. Autoři Post a Kwon (2000) ve své publikaci zmiňují, že v důsledku nízkých teplot se zpomaluje rozklad organických látek a nedochází ke spotřebě SOC. Kuzyakov a Domanski (2000) doplňují, že rostliny jsou schopné ukládat největší množství uhlíku do hloubky jednoho metru. Dignac et al. (2017) uvádí, že v povrchových vrstvách půd dominuje mladý rychle se cyklující uhlík, zatímco v podloží dominuje starověký uhlík s pomalým cyklem. Ferrarini et al. (2021) předpokládá, že pro navýšení obsahu SOC v půdě je zapotřebí zlepšit hloubkovou distribuci SOC a stabilizovat organický uhlík zapouzdřením do stabilních mikroagregátů. Tím by byl uhlík chráněn před mikrobiálními procesy a měl by dlouhou dobu obratu.

7.6 Vliv vybraných faktorů na obsah celkového organického uhlíku

V Tabulce 7.9 jsou znázorněny výsledky průměrných obsahů TOC v závislosti na vlivu vybraných faktorů, které bezprostředně ovlivňují zastoupení TOC v půdě. V této tabulce byl vynechán vliv termínu odběru vzorků na obsah TOC. Získaná data podléhají pouze vlivu porostu vegetace, hloubce odběru a hnojení. V tabulce jsou přehledně vyobrazeny hodnoty TOC u jednotlivých druhů energetických rostlin. Můžeme zde pozorovat klesající trend hodnot TOC s hloubkou odběru. Tento jev byl podrobně popsán v předchozích kapitolách. Dále je z dat patrný vliv hnojení na obsahy TOC. Můžeme si všimnout, že hnojené varianty vykazují vyšší hodnoty ve všech hloubkách odběrů. Výjimku zde tvoří tráva szarvasi-1, který v hloubce 20–30 cm u nehnojené varianty má vyšší hodnoty než u té hnojené. Jinak zde platí pravidlo, že hnojení pozitivně ovlivňuje obsah TOC v půdních vzorcích.

Tabulka 7.9: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu energetických rostlin, hloubce odběru a hnojení

Species	Depth	Variant	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Bojínek	0-10 cm	C	2.100	.014	2.073	2.127
		M	2.457	.014	2.430	2.483
	10-20 cm	C	1.983	.014	1.956	2.009
		M	2.299	.014	2.273	2.326
	20-30 cm	C	1.309	.014	1.283	1.336
		M	1.660	.014	1.633	1.687
Kostřava	0-10 cm	C	2.112	.014	2.085	2.138
		M	2.380	.014	2.353	2.407
	10-20 cm	C	1.912	.014	1.886	1.939
		M	2.288	.014	2.262	2.315
	20-30 cm	C	1.334	.014	1.308	1.361
		M	1.544	.014	1.517	1.570
Srha	0-10 cm	C	1.950	.014	1.923	1.976
		M	2.278	.014	2.251	2.304
	10-20 cm	C	1.672	.014	1.645	1.698
		M	2.037	.014	2.011	2.064
	20-30 cm	C	1.281	.014	1.254	1.308
		M	1.376	.014	1.349	1.402
Szarvasi-1	0-10 cm	C	2.101	.014	2.074	2.127
		M	2.430	.014	2.404	2.457
	10-20 cm	C	1.984	.014	1.958	2.011
		M	2.227	.014	2.200	2.254
	20-30 cm	C	1.667	.014	1.640	1.693
		M	1.440	.014	1.413	1.467

Species - druh
Depth - hloubka
Variant - varianta C (nehnojená)
- varianta M (hnojená)

Std. Error - směrodatná chyba
Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

Dále byly vyhodnoceny vlivy termínu odběrů, hloubky odběrů a hnojení na průměrný obsah TOC v půdních vzorcích. Pohled do této problematiky nám přináší Tabulka 7.10. V této tabulce jsou přehledně vyobrazeny hodnoty obsahů TOC, které podléhají již zmíněným vlivům. Z tabulky jsou jasně zřetelné vysoké hodnoty TOC z odběrů provedených v březnu, a to zejména u hnojené varianty v hloubce 0–10 cm. Odběry provedené z hloubky 0–10 cm a 10–20 cm se liší pouze minimálně. Nejvyšší hodnoty

v hloubce 10–20 cm byly naměřeny v březnových odběrech, a to u hnojené varianty. Hodnoty TOC získané z hloubky 20–30 cm vykazují podobné hodnoty u všech termínů odběrů, jedinou výjimku zde tvoří hodnoty z odběrů provedených v květnu. Zde jsou hodnoty TOC získané z hloubky 20–30 cm nejnižší v porovnání s ostatními měsíci.

Tabulka 7.10: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na termínu odběru, hloubce odběru a hnojení

Month	Depth	Variant	TOC (%)	Std. Error	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Březen	0-10 cm	C	2.902	.014	2.876	2.929
		M	3.277	.014	3.250	3.303
	10-20 cm	C	2.661	.014	2.634	2.687
		M	3.018	.014	2.991	3.045
	20-30 cm	C	1.476	.014	1.450	1.503
		M	1.570	.014	1.544	1.597
Květen	0-10 cm	C	1.847	.014	1.820	1.874
		M	2.121	.014	2.094	2.147
	10-20 cm	C	1.782	.014	1.755	1.809
		M	2.030	.014	2.004	2.057
	20-30 cm	C	1.297	.014	1.271	1.324
		M	1.377	.014	1.350	1.404
Červenec	0-10 cm	C	1.720	.014	1.694	1.747
		M	2.025	.014	1.998	2.051
	10-20 cm	C	1.563	.014	1.536	1.589
		M	1.881	.014	1.854	1.908
	20-30 cm	C	1.411	.014	1.384	1.437
		M	1.567	.014	1.540	1.593
Září	0-10 cm	C	1.792	.014	1.766	1.819
		M	2.123	.014	2.096	2.149
	10-20 cm	C	1.545	.014	1.519	1.572
		M	1.923	.014	1.896	1.950
	20-30 cm	C	1.407	.014	1.380	1.434
		M	1.505	.014	1.479	1.532

Month - měsíc
Depth - hloubka
Variant - varianta C (nehnojená)
- varianta M (hnojená)

Std. Error - směrodatná chyba
Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

7.7 Post hoc LSD test

Na základě získaných dat provedl program SPSS statistics post hoc LSD test (least significant difference test). Jak je uvedeno v kapitole Metodika, LSD test byl proveden pouze u faktorů: druh energetických rostlin, hloubka odběru a termín odběru. Z důvodu méně než tří skupin nemohl program vyhodnotit LSD test u faktoru hnojení. Z výsledků LSD testu můžeme posoudit statisticky průkazné rozdíly. Výsledky jsou shrnuty ve formě tabulek (Tabulka 7.11, Tabulka 7.12 a Tabulka 7.13). Hodnoty označené hvězdičkou ve sloupci TOC jsou statisticky průkazné rozdíly na hladině významnosti ($p=0,05$). U hodnot, které nejsou označeny hvězdičkou nebyl prokázán žádný statistický rozdíl. Jedná se o hodnoty, které se mezi sebou statisticky neliší. Tento jev můžeme pozorovat pouze v Tabulce 7.11 u trav bojínku lučního a szarvasi-1.

Tabulka 7.11: Vícenásobné srovnání druhů energetických rostlin (LSD test)

Závislá proměnná: TOC

LSD test

(I) Species	(J) Species	TOC Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Bojínek	Kostřava	.0396*	.00786	.000	.0241	.0550
	Srha	.2025*	.00786	.000	.1870	.2179
	Szarvasi-1	-.0069	.00786	.382	-.0223	.0086
Kostřava	Bojínek	-.0396*	.00786	.000	-.0550	-.0241
	Srha	.1629*	.00786	.000	.1474	.1783
	Szarvasi-1	-.0465*	.00786	.000	-.0619	-.0310
Srha	Bojínek	-.2025*	.00786	.000	-.2179	-.1870
	Kostřava	-.1629*	.00786	.000	-.1783	-.1474
	Szarvasi-1	-.2093*	.00786	.000	-.2248	-.1939
Szarvasi-1	Bojínek	.0069	.00786	.382	-.0086	.0223
	Kostřava	.0465*	.00786	.000	.0310	.0619
	Srha	.2093*	.00786	.000	.1939	.2248

Based on observed TOC means.
The error term is TOC Square(Error) = .007.

* TOC difference is significant at the .05 level.

Species - druh
Sig. - signifikance (p-hodnota)
Std. Error - směrodatná chyba (= .007)
Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

Tabulka 7.12: Vícenásobné srovnání hloubky odběru půdních vzorků (LSD test)

Závislá proměnná: TOC

LSD test

(I) Depth	(J) Depth	TOC Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
0-10 cm	10-20 cm	.1754*	.00681	.000	.1620	.1887
	20-30 cm	.7745*	.00681	.000	.7611	.7878
10-20 cm	0-10 cm	-.1754*	.00681	.000	-.1887	-.1620
	20-30 cm	.5991*	.00681	.000	.5857	.6125
20-30 cm	0-10 cm	-.7745*	.00681	.000	-.7878	-.7611
	10-20 cm	-.5991*	.00681	.000	-.6125	-.5857

Based on observed TOC means.
The error term is TOC Square(Error) = .007.

* TOC difference is significant at the .05 level.

Depth - hloubka
Sig. - signifikance (p-hodnota)
Std. Error - směrodatná chyba (= .007)
Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

Tabulka 7.13: Vícenásobné srovnání termínu odběru půdních vzorků (LSD test)

Závislá proměnná: TOC

LSD test

(I) Month	(J) Month	TOC Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
Březen	Květen	.7417*	.00786	.000	.7263	.7571
	Červenec	.7898*	.00786	.000	.7744	.8052
	Září	.7682*	.00786	.000	.7527	.7836
Květen	Červenec	.0481*	.00786	.000	.0326	.0635
	Září	.0265*	.00786	.001	.0110	.0419
	Březen	-.7417*	.00786	.000	-.7571	-.7263
Červenec	Květen	-.0481*	.00786	.000	-.0635	-.0326
	Září	-.0216*	.00786	.006	-.0371	-.0062
	Březen	-.7898*	.00786	.000	-.8052	-.7744
Září	Květen	-.0265*	.00786	.001	-.0419	-.0110
	Červenec	.0216*	.00786	.006	.0062	.0371
	Březen	-.7682*	.00786	.000	-.7836	-.7527

Based on observed TOC means.
The error term is TOC Square(Error) = .007.

* TOC difference is significant at the .05 level.

Month - měsíc
Sig. - signifikance (p-hodnota)
Std. Error - směrodatná chyba (= .007)
Confidence interval - interval spolehlivosti
Lower Bound - spodní hranice
Upper Bound - horní hranice

Závěr

Práce byla zaměřena na sledování obsahu organického uhlíku v orniční a podorniční vrstvě půdy v porostech energetických trav (*Dactylis glomerata*, *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1, *Festuca arundinacea*, *Phleum pratense*). Jednotlivé druhy trav byly založeny ve dvou variantách, hnojené a nehnojené. Půdní vzorky byly odebírány každé dva měsíce.

Největší průměrné zastoupení TOC v půdě bylo zaznamenáno u rostlin *Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1 a *Phleum pratense*. Naopak nejnižší obsah TOC byl zaznamenán u *Dactylis glomerata*. V tomto případě byl obsah TOC nízký pravděpodobně z důvodu špatně zapojeného porostu této trávy.

Vzorky byly odebírány ze tří hloubek (0–10 cm, 10–20 cm a 20–30 cm). Nejvyšší hodnoty TOC byly naměřeny v hloubce 0–10 cm. Nárůst obsahu organického uhlíku v této hloubce lze odůvodnit přísunem „čerstvého“ organického uhlíku ve formě odumřelých částí rostlin a těl živočichů. Značný vliv na obsah organického uhlíku v hloubce 0–10 cm má aktivní rhizosféra společně s kořenovými exsudáty a vyšší mikrobiální aktivitou. Nejnižší hodnoty TOC byly naměřeny v hloubce 20–30 cm.

Získaná data potvrzují pozitivní vliv hnojení na celkové zastoupení organického uhlíku v půdě. Hnojené varianty porostů vykazovaly vyšší hodnoty TOC než varianty nehnojené. Největší nárůst TOC byl zaznamenán ve vzorcích odebraných v měsíci březnu. V březnových odběrech byly naměřeny nejvyšší hodnoty TOC u všech pozorovaných energetických trav.

Z mého výzkumu vyplývá, že energetické rostliny by mohly být použity nejen jako forma obnovitelného zdroje energie, ale i jako způsob revitalizace vyčerpaných neúrodných půd, kde není pěstování kulturních rostlin pro potravinářství konkurenceschopné.

Seznam použité literatury

1. Aerts, R. a Chapin III, F. S. (1999). The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in ecological research*, 30:1–67.
 2. Agostini, F. et al. (2015). Carbon sequestration by perennial energy crops: is the jury still out? *Bioenergy research*, 8(3):1057–1080.
 3. Andersen, R. S. et al. (2005). Assessing the potential for biomass energy to contribute to Scotland's renewable energy needs. *Biomass and Bioenergy*, 29(2):73–82.
 4. Avramidis, P. et al. (2015). Total organic carbon and total nitrogen in sediments and soils: a comparison of the wet oxidation–titration method with the combustion-infrared method. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4:425–430.
 5. Badri, D. V. a Vivanco, J. M. (2009). Regulation and function of root exudates. *Plant, cell & environment*, 32(6):666–681.
 6. Bais, H. P. et al. (2006). The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annual Review of Plant Biology*, 57:233–266.
 7. Baldock, J.A., and Nelson, P.N. (2000) *Soil organic matter*. In: Sumner, Malcolm E., (ed.) Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. ISBN 978-0-8493-3136-7.
 8. Bardgett, R. D. et al. (2005). A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in ecology & evolution*, 20(11):634–641.
 9. Bates, N. R. a Mathis, J. T. (2009). The Arctic Ocean marine carbon cycle: evaluation of air-sea CO₂ exchanges, ocean acidification impacts and potential feedbacks. *Biogeosciences*, 6(11):2433–2459.
 10. Battin, T. J. et al. (2009). The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2(9):598–600.
 11. Bird, M. I. et al. (1999). Stability of elemental carbon in a savanna soil. *Global biogeochemical cycles*, 13(4):923–932.
 12. Bisutti, I. et al. (2004). Determination of total organic carbon—an overview of current methods. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 23(10):716–726.
 13. Blair, N. et al. (2006). Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility: Part I: Broadbalk experiment. *Soil and Tillage Research*, 91(2):30–38.
-

-
14. Blanco-Canqui, H. (2010). Energy crops and their implications on soil and environment. *Agronomy journal*, 102(2):403–419.
 15. Bot, A. a Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter: Key to drought-resistant soil and sustained food production (No. 80)*. Food & Agriculture Org., Rome. ISBN 92-5-105366-9
 16. Bouskill, N. J. et al. (2016). Belowground response to drought in a tropical forest soil. I. Changes in microbial functional potential and metabolism. *Frontiers in microbiology*, 7:525.
 17. Brady, N. C., & Weil, R. R. (2008). *The nature and properties of soils*. 14th Edition, Pearson Education, New Jersey. ISBN 978-0133254488.
 18. Burdon, J. (2001). Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? *Soil science*, 166(11):752–769.
 19. Canadell, J. G. et al. (2007). Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the national academy of sciences*, 104(47):18866–18870.
 20. Carrier, M. et al. (2011). Thermogravimetric analysis as a new method to determine the lignocellulosic composition of biomass. *Biomass and bioenergy*, 35(1):298–307.
 21. Cooper, J. M. et al. (2011). Carbon mineralization kinetics and soil biological characteristics as influenced by manure addition in soil incubated at a range of temperatures. *European Journal of Soil Biology*, 47(6):392–399.
 22. Dacal, M. et al. (2019). Soil microbial respiration adapts to ambient temperature in global drylands. *Nature ecology & evolution*, 3(2):232–238.
 23. Daly, C. et al. (2000). Dynamic simulation of tree–grass interactions for global change studies. *Ecological Applications*, 10(2):449–469.
 24. Davidson, E. A. a Janssens, I. A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440(7081):165–173.
 25. De Deyn, G. B. et al. (2008). Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology letters*, 11(5):516–531.
 26. De Fries, R. et al. (2002). Carbon emissions from tropical deforestation and re-growth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(22):14256–14261.
-

-
27. De Vos, B. et al. (2007). Walkley–Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use and Management*, 23(3):221–229.
 28. Dignac, M. F. et al. (2017). Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for sustainable development*, 37(2):1–27.
 29. Ding, X. et al. (2012). Changes in soil organic carbon pools after 10 years of continuous manuring combined with chemical fertilizer in a Mollisol in China. *Soil and Tillage Research*, 122:36–41.
 30. Doran, J. W. a Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied soil ecology*, 15(1):3–11.
 31. Eagri.cz (2022). *Veřejný registr půd – LPIS*. [online] [cit. 8. 3. 2022]. Dostupné z: <https://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny2/plpis/>
 32. El Bassam, N. (2010). *Handbook of bioenergy crops: a complete reference to species, development and applications*. Earthscan, Washington. ISBN 9781138975712.
 33. Fahey, T. J. et al. (2010). Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5):245–252.
 34. Falkowski, P. et al. (2000). The global carbon cycle: a test of our knowledge of earth as a system. *Science*, 290(5490):291–296.
 35. Ferrarini, A. et al. (2021). High C input by perennial energy crops boosts belowground functioning and increases soil organic P content. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 21(308):107–247.
 36. Fontaine, S. et al. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450(7167):277–280.
 37. Freibauer, A. et al. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1):1–23.
 38. Frölicher, T. L. a Joos, F. (2010). Reversible and irreversible impacts of greenhouse gas emissions in multi-century projections with the NCAR global coupled carbon cycle-climate model. *Climate Dynamics*, 35(7-8):1439–1459.
 39. Ghosh, S. et al. (2012). Organic amendments influence soil quality and carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. *Agriculture, ecosystems & environment*, 156:134–141.
-

-
40. Gleixner, G. (2013). Soil organic matter dynamics: a biological perspective derived from the use of compound-specific isotopes studies. *Ecological research*, 28(5):683–695.
 41. Grace, J. (2004). Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology*, 92(2):189–202.
 42. Guo, L. B. a Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global change biology*, 8(4):345–360.
 43. Haynes, R. J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Adv Agron*, 5:221–268.
 44. Heaton, E. et al. (2004). A quantitative review comparing the yields of two candidate C4 perennial biomass crops in relation to nitrogen, temperature and water. *Biomass and bioenergy*, 27(1):21–30.
 45. Horwath, W. (2007). Carbon cycling and formation of soil organic matter. In: *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Academic Press, pp. 303–339.
 46. Chakrawal, A. et al. (2020). Dynamic upscaling of decomposition kinetics for carbon cycling models. *Geoscientific Model Development*, 13(3):1399–1429.
 47. Chmi.cz (2022). *Portál ČHMÚ: Historická data: Počasí: Mapy charakteristik klimatu*. [online] [cit. 8. 3. 2022]. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mapy-charakteristik-klimatu>
 48. Christensen, B. T. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. In: *Evaluation of soil organic matter models*, Springer, Berlin, Germany, pp. 143–159.
 49. Jandák, J. (2003). *Cvičení z půdoznalství*. V Brně: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. ISBN 80-7157-733-2.
 50. Jaradat, A. A. (2010). Genetic resources of energy crops: biological systems to combat climate change. *Australian Journal of Crop Science*, 4(5):309–323.
 51. Jenny, H. (1994). *Factors of soil formation: a system of quantitative pedology*. Dover Publications, New York. ISBN 978-0486681283.
 52. Jobbágy, E. G. a Jackson, R. B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological applications*, 10(2):423–436.
 53. Johnston, A. E. et al. (2009). Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. *Advances in agronomy*, 101:1–57.
-

-
54. Jones, D. L. et al. (2004). Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. *New phytologist*, 163(3):459–480.
 55. Kallenbach, C. M. et al. (2016). Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature communications*, 7(1):1–10.
 56. Kára, J. (2005). *Energetické rostliny: technologie pro pěstování a využití*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky. ISBN 80-86884-06-6.
 57. Kelleher, B. P. a Simpson, A. J. (2006). Humic substances in soils: are they really chemically distinct? *Environmental science & technology*, 40(15):4605–4611.
 58. Khan, S. A. et al. (2007). The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 36(6):1821–1832.
 59. Kirschbaum, M. U. (2000). Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry*, 48(1):21–51.
 60. Kolář, L. et al. (2014). *Humus*. Náměšť nad Oslavou: ZERA-Zemědělská a ekologická regionální agentura, a.s. ISBN 978-80-87226-34-6.
 61. Koloničný, J. a Hase, V. (2011). *Využití rostlinné biomasy v energetice*. Ostrava: Vysoká škola báňská-Technická univerzita Ostrava. ISBN 978-80-248-2541-0.
 62. Kononova, M. M. (2013). *Soil organic matter: its nature, its role in soil formation and in soil fertility*. Pergamon Press, Oxford. ISBN 9781483185682.
 63. Kopecký, M. et al. (2021). Black Carbon and Its Effect on Carbon Sequestration in Soil. *Agronomy*, 11(11):22–61.
 64. Kruse, A. et al. (2013). Hydrothermal conversion of biomass to fuels and energetic materials. *Current opinion in chemical biology*, 17(3):515–521.
 65. Kuzyakov, Y. a Domanski, G. (2000). Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163(4):421–431.
 66. Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1):1–22.
 67. Lavelle, P. (2000). Ecological challenges for soil science. *Soil science*, 165(1):73–86.
 68. Lehmann, J. a Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580):1–9.
 69. Lehmann, J. et al. (2020). Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience*, 13(8):529–534.
-

-
70. Lepsch, I. F. et al. (1994). Carbon storage and other properties of soils under agriculture and natural vegetation in Sao Paulo State, Brazil. *Soil Use and Management*, 10(1):34–42.
 71. Levy, P. E. et al. (2004). The influence of land use change on global-scale fluxes of carbon from terrestrial ecosystems. *Climatic Change*, 67(2):185–209.
 72. Lewandowski, I. et al. (2003). The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and bioenergy*, 25(4):335–361.
 73. Lima, D. L. et al. (2009). Effects of organic and inorganic amendments on soil organic matter properties. *Geoderma*, 150(2):38–45.
 74. Llorente, M. et al. (2010). Storage of organic carbon and black carbon in density fractions of calcareous soils under different land uses. *Geoderma*, 159(1-2):31–38.
 75. Lou, Y. et al. (2011). Impacts of 22 year organic and inorganic N managements on soil organic C fractions in a maize field, northeast China. *Catena*, 87(3):386–390.
 76. MacCarthy, P. (2001). The principles of humic substances. *Soil Science*, 166(11):738–751.
 77. Matthews, H. D. et al. (2004). Natural and anthropogenic climate change: incorporating historical land cover change, vegetation dynamics and the global carbon cycle. *Climate Dynamics*, 22(5):461–479.
 78. Matus, F. J. et al. (2009). Is the Walkley–Black method suitable for organic carbon determination in Chilean volcanic soils? *Communications in soil science and plant analysis*, 40(11-12):1862–1872.
 79. Mebius, L. (1960). A rapid method for the determination of organic carbon in soil. *Analytica Chimica Acta*, 22:120–124.
 80. Mentges, A. et al. (2017). Functional molecular diversity of marine dissolved organic matter is reduced during degradation. *Frontiers in Marine Science*, 4:194.
 81. Mitra, A. et al. (2011). Standing biomass and carbon storage of above-ground structures in dominant mangrove trees in the Sundarbans. *Forest Ecology and Management*, 261(7):1325–1335.
-

-
82. Mpo.cz (2021). *Obnovitelné zdroje energie v roce 2020*. [online] [cit. 4. 2. 2022]. Dostupné z: <https://www.mpo.cz/cz/energetika/statistika/obnovitelne-zdroje-energie/obnovitelne-zdroje-energie-v-roce-2020--263512>
 83. Nadell, C. D. et al. (2016). Spatial structure, cooperation and competition in biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, 14(9):589–600.
 84. Nelson, D. W. a Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods*, 5:961–1010.
 85. Němeček, J. et al. (1990). *Pedologie a paleopedologie: celostátní vysokoškolská příručka pro stud. přírodověd. fak., skupiny stud. oborů geologické vědy*. Praha: Academia. ISBN 80-200-0153-0.
 86. Neumann, G. a Romheld, V. (2000). The release of root exudates as affected by the plant's physiological status. In: *The rhizosphere*, CRC press, pp. 57–110.
 87. O'Connor, D. (2008). Governing the global commons: Linking carbon sequestration and biodiversity conservation in tropical forests. *Global Environmental Change*, 18(3):368–374.
 88. Oenergetice.cz (2022). *Energostat*. [online] [cit. 4. 2. 2022]. Dostupné z: <https://oenergetice.cz/energostat>
 89. Olofsson, J. a Hickler, T. (2008). Effects of human land-use on the global carbon cycle during the last 6,000 years. *Vegetation History and Archaeobotany*, 17(5):605–615.
 90. Owusu, P. A. a Asumadu-Sarkodie, S. (2016). A review of renewable energy sources, sustainability issues and climate change mitigation. *Cogent Engineering*, 3(1):116-799.
 91. Panwar, N. L. et al. (2011). Role of renewable energy sources in environmental protection: A review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 15(3):1513–1524.
 92. Parton, W. J. et al. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51(5):1173–1179.
 93. Paterson, E. et al. (2007). Rhizodeposition shapes rhizosphere microbial community structure in organic soil. *New Phytologist*, 173(3):600–610.
 94. Peng, X. et al. (2017). Combined turnover of carbon and soil aggregates using rare earth oxides and isotopically labelled carbon as tracers. *Soil Biology and Biochemistry*, 109:81–94.
-

-
95. Petersson, A. et al. (2007). Potential bioethanol and biogas production using lignocellulosic biomass from winter rye, oilseed rape and faba bean. *Biomass and bioenergy*, 31(11-12):812–819.
 96. Petříková, V. a Weger, J. (2015). *Pěstování rostlin pro energetické a technické využití: biomasa, bioplyn, krmiva*. Praha: Profi Press. ISBN 978-80-86726-69-4.
 97. Poirier, V. et al. (2013). Initial soil organic carbon concentration influences the short-term retention of crop-residue carbon in the fine fraction of a heavy clay soil. *Biology and Fertility of Soils*, 49(5):527–535.
 98. Pospíšilová, L. a Tesařová, M. (2009). *Organický uhlík obhospodařovaných půd: Organic carbon in arable soils: původní vědecká práce*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. ISBN 978-80-7375-282-8.
 99. Post, W.M. a Kwon, K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3):317–327.
 100. Powlson, D. S. et al. (2012). The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1):23–33.
 101. Quaschnig, V. (2010). *Obnovitelné zdroje energií*. Praha: Grada. Stavitel. ISBN 978-80-247-3250-3.
 102. Ramankutty, N. et al. (2007). Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. *Global change biology*, 13(1):51–66.
 103. Rasool, R. et al. (2008). Soil organic carbon and physical properties as affected by long-term application of FYM and inorganic fertilizers in maize–wheat system. *Soil and Tillage Research*, 101(1-2):31–36.
 104. Resh, S. C. et al. (2002). Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with Eucalyptus species. *Ecosystems*, 5(3):217–231.
 105. Scott, V. et al. (2015). Fossil fuels in a trillion tonne world. *Nature Climate Change*, 5(5):419–423.
 106. Shukla, M. (2014). *Soil physics: an introduction*. Boca Raton: CRC Press. ISBN 978-1-4398-8842-1.
 107. Schenk, H. J. a Jackson, R. B. (2002). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 480–494.
 108. Schimel, D. S. (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global change biology*, 1(1):77–91.
-

-
109. Schlesinger, W. H. (1990). Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 348(6298):232–234.
 110. Schlesinger, W. H. a Andrews, J. A. (2000). Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48(1):7–20.
 111. Schloter, M. et al. (2003). Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(3):255–262.
 112. Schmidt, M. et al. (2001). Comparative analysis of black carbon in soils. *Global biogeochemical cycles*, 15(1):163–167.
 113. Schmidt, M. W. et al. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367):49–56.
 114. Schmitz, O. J. et al. (2014). Animating the carbon cycle. *Ecosystems*, 17(2):344–359.
 115. Schöning, I. a Kögel-Knabner, I. (2006). Chemical composition of young and old carbon pools throughout Cambisol and Luvisol profiles under forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8):2411–2424.
 116. Schulze, E. D. (2006). Biological control of the terrestrial carbon sink. *Biogeosciences*, 3(2):147–166.
 117. Schumacher, B. A. (2002). Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments, 1–23.
 118. Sims, R. E. et al. (2006). Energy crops: current status and future prospects. *Global change biology*, 12(11):2054–2076.
 119. Sipos, G. et al. (2013). Heavy metal accumulation and tolerance of energy grass (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1) grown in hydroponic culture. *Plant physiology and biochemistry*, 68, 96–103.
 120. Sitch, S. et al. (2008). Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Global Change Biology*, 14(9):2015–2039.
 121. Soon, Y. K. a Abboud, S. (1991). A comparison of some methods for soil organic carbon determination. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 22(10):943–954.
 122. Soukopová, J. et al. (2011). *Ekonomika životního prostředí*. Brno: Masarykova univerzita. ISBN 978-80-210-5644-2.
 123. Steinberg, D. K. a Landry, M. R. (2017). Zooplankton and the ocean carbon cycle. *Annual review of marine science*, 9:413–444.
-

-
124. Stevenson, F. J. (1994). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. 2nd Edition, John Wiley & Sons, University of Illinois, New York. ISBN 978-0-471-59474-1.
 125. Stockmann, U. et al. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164:80–99.
 126. Sutton, R. a Sposito, G. (2005). Molecular structure in soil humic substances: the new view. *Environmental science & technology*, 39(23):9009–9015.
 127. Šarapatka, B. (2014). *Pedologie a ochrana půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, Odborná publikace. ISBN 978-80-244-3736-1.
 128. Šimek, M. (2005). *Základy nauky o půdě*. 2., upr. a rozš. vyd. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Biologická fakulta. ISBN 80-7040-747-6.
 129. Tiessen, H. et al. (1993). Soil sampling and methods of analysis. Total and organic carbon. *Canadian Society of Soil Science*, 187–99.
 130. Tilman, D. et al. (2006). Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass. *Science*, 314(5805):1598–1600.
 131. Tomášek, M. (2007). *Půdy České republiky*. 4. vyd. Praha: Česká geologická služba. ISBN 978-80-7075-688-1.
 132. Trap, J. et al. (2016). Ecological importance of soil bacterivores for ecosystem functions. *Plant and Soil*, 398(2):1–24.
 133. Vaněk, V. et al. (2016). *Výživa a hnojení polních plodin*. Praha: Profi Press. ISBN 978-80-86726-79-3.
 134. Vassilev, S. V. et al. (2010). An overview of the chemical composition of biomass. *Fuel*, 89(5):913–933.
 135. Vetter, Y. A. et al. (1998). A predictive model of bacterial foraging by means of freely released extracellular enzymes. *Microbial ecology*, 36(1):75–92.
 136. Viaud, V. et al. (2010). Toward landscape-scale modeling of soil organic matter dynamics in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 74(6):1847–1860.
 137. Vumop.cz (2022). *eKatalog BPEJ*. [online] [cit. 8. 3. 2022]. Dostupné z: <https://bpej.vumop.cz/55301>
 138. Wang, Y. et al. (2010). Profile storage of organic/inorganic carbon in soil: From forest to desert. *Science of the Total Environment*, 408(8):1925–1931.
-

Seznam obrázků

Obrázek 6.1: Mapa pokusné lokality (Zdroj: LPIS, 2022)..... 34

Obrázek 6.2: Plán parcel 35

Seznam tabulek

Tabulka 7.1: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu energetických trav ...	38
Tabulka 7.2: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na termínu odběru.....	39
Tabulka 7.3: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na hloubce odběru	39
Tabulka 7.4: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na hnojení	40
Tabulka 7.5: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu porostu a termínu odběru	41
Tabulka 7.6: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu porostu a hloubce odběru	42
Tabulka 7.7: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu porostu a hnojení	44
Tabulka 7.8: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na termínu a hloubce odběru ..	45
Tabulka 7.9: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na druhu energetických rostlin, hloubce odběru a hnojení	47
Tabulka 7.10: Průměrný obsah TOC v % v závislosti na termínu odběru, hloubce odběru a hnojení	48
Tabulka 7.11: Vícenásobné srovnání druhů energetických rostlin (LSD test)	49
Tabulka 7.12: Vícenásobné srovnání hloubky odběru půdních vzorků (LSD test) ...	50
Tabulka 7.13: Vícenásobné srovnání termínu odběru půdních vzorků (LSD test)....	50

Seznam použitých zkratk

C_{org} – celkový organický uhlík oxidovatelný

OZE – obnovitelné zdroje energie

SOC – půdní organický uhlík (soil organic carbon)

SOM – půdní organická hmota (soil organic matter)

TOC – celkový organický uhlík stanovený suchou cestou (total organic carbon)
