

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: **Ekologie a ochrana prostředí**

Studijní obor: **Ochrana životního prostředí**



Bc. Jana Krejčová

**Podmínky ovlivňující tvorbu rašeliny v kontextu obnovy rašelinných
luk**

Peat formation and peat meadow restoration

Diplomová práce

Vedoucí závěrečné práce: **prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.**

Praha, 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně, a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 8.8.2019

Bc. Jana Krejčová

Poděkování

Ráda bych poděkovala prof. Mgr. Ing. Janu Frouzovi, CSc. za věcné připomínky, vstřícnost při konzultacích a cenné rady při zpracování této práce. Dále bych chtěla poděkovat své rodině a nejbližším za podporu a pochopení.

Abstrakt

Tato práce má za cíl objasnit a popsat podmínky, které jsou nezbytné pro zachování a obnovu rašelinného půdního horizontu. Podstatou práce je srovnání tří typů ploch. Byly porovnávány lokality, které prošly hydromelioračním zásahem a následně byly zpětně revitalizovány. Dále plochy, které prošly hydromelioračním zásahem a nikdy nebyly revitalizovány a funkční podzemní drenáž je zde stále přítomna. Třetím typem ploch byly neodvodněné lokality, na kterých byly zachovány původní rašelinné horizonty. Ukázalo se, že rozdíl ve výšce hladiny podzemní vody je patrný mezi plochami odvodněnými a neodvodněnými. Avšak na odvodněných plochách se neukázal signifikantní rozdíl mezi plochami revitalizovanými a nerevitalizovanými. Výsledky potvrdili, že druhy *Sphagnum spp.*, který se nejvíce podílí na vzniku rašeliny, dominuje v rostlinném společenství při výškách hladiny podzemní vody menší než 25 cm. Pokud je výška hladiny podzemní vody níž než 25 cm pod povrchem, *Sphagnum spp.* se velmi rychle ztrácí a dochází tak k degradaci rašelinných půdních horizontů. Práce také ukázala, že výška vodní hladiny přímo ovlivňuje rostlinná společenstva, která více či méně podporují akumulaci uhlíku v půdě, avšak vodní hladina a anaerobní podmínky nemají přímý vliv na hromadění uhlíku v půdě a ovlivňují pouze skladbu vegetace.

Abstract

This work aims to clarify and describe the necessary conditions of the peat soil horizon formation. The following three types of locations were compared. Drained locations that were revitalized afterwards. Locations which were drained and never revitalized. And lastly undrained localities where the original peat horizons are still presented. It has been proven that the groundwater level differs in drained and undrained areas. However, there was no significant difference between revitalized and non-revitalized areas in drained types of locations. The results confirmed that *Sphagnum spp.*, which is the most important species in peat formation, dominates the plant community where the groundwater level is higher than 25 cm. If the groundwater level is lower than 25 cm below the surface, *Sphagnum spp.* disappears very quickly and degrades peat soil horizons. The work also proved the groundwater level directly affects plant communities that more or less promote carbon accumulation in the soil but water level and anaerobic conditions have no direct affect on soil carbon accumulation and only affect the vegetation composition of the peat soil horizon.

Obsah

1. Úvod.....	8
2. Literární přehled.....	11
2.1 Rašeliníště a jiné ekosystémy s tvorbou rašeliny.....	11
2.1.1 Typy rašelininných stanovišť	13
2.1.2 Rašeliníště jako zásobárna uhlíku	14
2.1.3 Fyzikální vlastnosti rašelin.....	15
2.1.4 Hydraulické vlastnosti rašelin	17
2.1.5 Vegetace a rašelinné ekosystémy	17
2.1.6 Efekt odvodnění na rašelinný ekosystém.....	20
2.2 Dekompozice organické hmoty a hromadění organické hmoty v půdě.....	21
2.2.1 Proces dekompozice	21
2.2.2 Význam dekompozice	21
2.2.3 Faktory ovlivňující rychlost dekompozice.....	22
2.2.4 Dekompozice rašelin	23
3. Metodika.....	24
3.1 Lokalita.....	24
3.2 Sledování hladiny podzemní vody.....	25
3.3 Půdní analýzy	27
3.3.1 Půdní analýzy chemismu půdy.....	27
3.3.2 Půdní mikrobiální analýzy	30
3.4 Analýza dekompozice	33
3.4.1 Materiál pro dekompoziční pokus	33
3.4.2 Litterbags	33
3.4.3 Úbytek hmotnosti rostlinného opadu	34
3.5 Experiment s vlivem hladiny podzemní vody na růst rašeliníku a vyšších rostlin	35
3.6 Statistické zpracování.....	36
4. Výsledky.....	37
4.1 Hladina podzemní vody	37
4.2 Vlhkost půdy a půdní analýzy	38
4.3 Půdní analýzy	38
4.3.1 Půdní analýzy pro zjištění chemismu půdy	38
Obsah C, N, S v půdě, pH, konduktivita a obsah živin v půdním vzorku.....	38
4.3.2 Půdní mikrobiální analýzy	39
4.4 Analýza dekompozice	42

4.5 Experiment s vlivem hladiny podzemní vody na růst rašeliníku a vyšších rostlin	43
5. Diskuze	45
5.1 Experiment s vlivem hladiny podzemní vody na růst rašeliníku a vyšších rostlin	45
5.2 Měření hladiny podzemní vody	46
5.3 Analýza dekompozice	47
5.4 Půdní analýzy	48
6. Závěr	49
7. Reference	50

1. Úvod

Rašeliniště a vlhké rašelinné louky slouží nejen k zadržování vody v krajině ale i jako zásobárna organického uhlíku. Díky anoxickému prostředí, které vzniká kvůli vysoké hladině podzemní vody, a tedy nemožnosti proniknutí kyslíku do půdy, se v rašelinných půdách jen těžko rozkládají organické látky, a to příznivě ovlivňuje vznik a akumulaci rašeliny. Odvodnění rašelinného ekosystému indukuje zvýšený přísun kyslíku do půdy, narušení anoxických podmínek a urychluje rozklad organické hmoty až na výchozí anorganické látky, jako je oxid uhličitý, který pak ve formě plynu uniká do atmosféry. Tímto způsobem dochází k razantnímu úbytku uhlíku z rašelinných luk.

Přírodní rašeliniště podporuje bohatou biologickou rozmanitost na úrovni genetické, druhové, ekosystémové i krajinné. To v zásadě vyplývá z toho, že ekosystémy rašeliniště směřují část energie zachycené primární produkcí do dlouhodobého skladování v rašelinové vrstvě, čímž se vytváří strukturální a funkční základ pro dlouhodobé udržování biologické rozmanitosti, která se jinde nenachází. Strukturální a funkční rozmanitost rašelinových ekosystémů může být popsána na různých úrovních. Od té nejmenší strukturální části – buňka rostlinného či živočišného organismu, až po tu největší strukturální část – biom (Rezanezhad et al. 2016). Je zřejmé, že biologická rozmanitost přispívá k udržení odolnosti nejen v rámci jednotlivých ekosystémů, ale také na celosvětové úrovni, a to prostřednictvím relativně stabilních, avšak dynamických rovnováh a biocenóz. Sociální přínosy biologické rozmanitosti mohou být vyjádřeny a oceněny vyřazením tradiční ideologie založené pouze na nabídce a poptávce. Je třeba myslet do budoucna a změnit primitivní ideologii i ve prospěch budoucích ekosystémových služeb.

Rašeliniště se liší od všech ostatních ekosystémů tak, že akumulují energii, hmotu a informace v rašelinové vrstvě po dobu, která je zajímavá z pohledu geologického času. To definuje strukturální a funkční limity pro udržování jejich bioty, které se nenacházejí jinde. Rašeliniště představují omezenou druhovou rozmanitost, ale vysoký výskyt jedinečných druhů, široké spektrum morfologických forem a vysokou rozmanitost typů ekosystémů v různých měřítcích, což odráží kombinaci geomorfologické rozmanitosti a klimatické zóny (Minayeva et al. 2017). Příspěvek těchto jedinečných druhů k regionální biologické rozmanitosti je důležitý jednak tam, kde tvoří dominantní půdní pokryv, tak

tam, kde jsou nejvzácnějšími stanovišti nebo jedinými mokřadními stanovišti (např. suchá podnebí a horské oblasti). V prvním případě poskytují stanoviště pro většinu druhů, případně druhém mají místní nebo regionálně vzácné druhy včetně reliktních druhů a druhů na okrajích svých zeměpisných oblastí. Přesto byly v posledních desetiletích byly zařazeny do mezinárodní politiky jako mokřady, spolu se širokým spektrem (Minayeva et al. 2017).

V druhé polovině 20. století došlo na území České republiky i celé Evropy k plošnému odvodňování zemědělské půdy, celkově bylo odvodněno přes 27% zemědělské půdy. Více než 50 % původních rašelinných luk bylo přeměněno na zemědělskou či lesnickou půdu (Krüger et al. 2015). Kvůli intenzifikaci zemědělství byla mnohá původně vlhká území odvodněna a následně nadměrně využívána pro zemědělskou činnost. Tato opatření vedla nejen ke snížení hladiny podzemní vody melioračními zásahy – většinou v podobě různých drenážních systémů, ale i k velkému odebírání živin z krajiny (Orsillo 2008). Cílem této diplomové práce je zjistit, jaké podmínky jsou nezbytné pro znovuoobnovení původního rašelinného ekosystému. Jaká hladina podzemní vody je nutná k tomu, aby se opět začaly obnovovat půdní rašelinné horizonty a jak dekompozice při různých hladinách podzemní vody ovlivňuje akumulaci uhlíku do půdního profilu (Grover and Baldock 2013).

Práce těží z existence unikátního modelového komplexu, původních rašelinných luk, odvodněných luk a revitalizovaných luk v okolí obce Senotín, které jsou předmětem dlouhodobého výzkumu. Stejně jako mnoha podobným mokřadním loukám, ani rašelinným loukám v okolí obce Senotín v jižních Čechách se v 80. letech minulého století nevyhnul proces melioračních opatření v podobě podzemní trubkové drenáže. Naštěstí tento proces nezasáhl všechny louky v dané oblasti. Navíc v 90. letech minulého století byl učiněn pokus o zrušení funkce již vybudované drenáže. Podzemní trubková drenáž byla překopána příčnými překopy a ty byly vyplněny upěchovaným jílem, a tak bylo zabráněno její další odvodňovací činnosti. Ihned poté proběhl v celé lokalitě velmi podrobný průzkum změn a poškození, které podzemní trubková drenáž zapříčinila. Tento výzkum spočíval především v podrobné dokumentaci složení vegetace na odvodněných a neodvodněných loukách. Dále byly provedeny i rozsáhlé analýzy půd, ať už z pohledu fyzikálních či chemických parametrů. Všechny tyto analýzy byly potom vzájemně srovnávány, aby byl detailně objasněn důsledek odvodnění. Cílem této práce je provést

podobné laboratorní analýzy a zjistit tak, jaké změny se udály nejen v kontrastu mezi odvodněnými a neodvodněnými rašelinnými plochami, ale hlavně objasnit, jak byla revitalizace úspěšná v časovém horizontu 20 let a jakým směrem je nutné dále revitalizaci směřovat.

Na základě těchto požadavků a záměrů byly stanoveny tyto hypotézy.

Hypotéza č. 1 : Hromadění uhlíku v půdě vlivem rozkladu organické hmoty souvisí s hladinou podzemní vody a s kvalitou organického materiálu – opadu.

Hypotéza č. 2 : Hladina podzemní vody a obsah uhlíku v půdě výrazně ovlivňuje složení rostlinných společenstev.

Dále chci v této diplomové práci objasnit, jak hladina podzemní vody ovlivňuje půdu, jak celkový proces dekompozice souvisí s hladinou podzemní vody a jak dekompozici ovlivňuje kvalita opadu, který se rozkládá.

Tato diplomová práce navazuje na předchozí bakalářský výzkum, kde byla porovnávání úspěšnost revitalizace pouze na základě vyhodnocení fytoecologických snímků a jejich následném porovnání s fytoecologickými snímky, které byly mapování na začátku revitalizace v roce 1996 (Anon n.d.). Tato práce má za cíl opět porovnat účinky revitalizace na odvodněných plochách díky porovnání s plochami neodvodněnými, ale celé toto porovnání dělo na základě více parametrů. Můj magisterský výzkum se skládá ze čtyř navzájem propojených částí. První z nich je sledování kolísání hladiny podzemní vody na jednotlivých odvodněných a neodvodněných lokalitách v rámci dvou vegetačních sezón. Na těchto výsledcích chci demonstrovat a potvrdit hypotézu, že rašeliniště opravdu slouží jako přirozená zásobárna vody, a i při delším suchu je tento ekosystém schopný bez větších problémů akumulovat vodu a poskytnout ji v případě potřeby svému blízkému okolí. Tento fakt je nezbytný pro zachování vlhkostních druhů v okolí rašeliniště. Druhým experimentem je dekompoziční pokus, při kterém je zkoumána rychlost dekompozice a úbytek organické hmoty různých druhů opadu v závislosti na výšce hladiny podzemní vody. Třetí částí této práce bylo odebrání vzorků půdy ze stejných lokalit, kde bylo zkoumáno kolísání hladiny podzemní vody. Na těchto odebraných vzorcích jsem provedla velké množství půdních analýz, konkrétním postupům a výsledkům se budu věnovat v níže uvedených kapitolách – Metodika a

Výsledky. Čtvrtým experimentem je simulace 4 různých výšek vodní hladiny a pozorování přeměny dominujících druhů vegetace v závislosti na výšce hladiny v půdě.

2.Literární přehled

2.1 Rašelinště a jiné ekosystémy s tvorbou rašeliny

Rašelinné ekosystémy hrají důležitou ekologickou, ekonomickou i kulturní roli v lidském blahobytu. Prostorová rozloha rašelinště bývá omezena klimatickými a antropogenními vlivy. Celková plocha rašelinšť, pokrývajících Zemi se odhaduje na 4,23 milionu km², což je přibližně 2,84 % světové půdy. Výskyt ekosystémů s tvorbou rašeliny je častější ve středních až vyšších zeměpisných šířkách severní polokoule, spíše než v tropech (Xu et al. 2018). Rašelinště jsou cenným, ale zranitelným ekosystémem. Představují významnou zásobárnu organických látek v různém stupni rozkladu podle dostupnosti kyslíku. Dále slouží i jako zásobárna energie a hrají hlavní roli ve vodních a biogeochemických cyklech. Rašelinové půdy jsou vysoce porézní a mají své charakteristické fyzikální a hydrochemické vlastnosti. Velikost pórů v nerozložené rašelině může překročit i 5 mm, ale při odvodňování nebo mechanickém stlačování rašelinných půd dochází k výraznému smršťování těchto pórů. Struktura rašelinových půd se skládá z pórů, které mohou být otevřené a propojené, uzavřené anebo izolované (Juckers and Watmough 2014). Výsledná pórovitost rašelinových půd ovlivňuje průtok vody a migraci rozpuštěných látek, které ovlivňují reaktivní transportní procesy a biogeochemické procesy. Účinný pohyb vodných a koloidních látek je omezen na hydrologicky aktivní frakce celkové pórovitosti, tj. otevřené a spojené póry, které umožňují pohyb koloidních látek (Rezanezhad et al. 2016). Rašelina může zmírnit migraci rozpuštěné látky prostřednictvím molekulární difúze do uzavřených a izolovaných pórů a pro reaktivní typy látek také prostřednictvím sorpční a degradační reakce (Juckers and Watmough 2014). Pomalé difuzně omezené výměny rozpuštěných látek mezi nepohyblivými částmi půdy mohou vést ke vzniku chemických gradientů a heterogenní distribuci mikrobiálních stanovišť, k odlišné celkové chemické i biologické aktivitě rašelinných půd. Existuje velký počet výzkumů, které se zabývají geochemickými a geomikrobiálními studii na rašelinných půdách. Tato práce se snaží komplexněji popsat funkce, které se v rašelinných půdách dějí a to nejen z hlediska

mikrobiálního, tj. z hlediska rychlosti a kvality dekompozice organických látek vlivem mikroorganismů, ale i z hlediska hydraulických vlastností rašeliny – jak hladina podzemní vody ovlivňuje celkové fungování rašelinného ekosystému a jak se mění vlastnosti půdy s měnící se hladinou podzemní vody.

Rašelina se tvoří akumulací částečně rozložené rostlinné biomasy ve slatiništích, rašeliništích, slaných pobřežích a některých bažinách v různých částech světa (Mccarter and Price 2015). Rašeliniště mohou mít různé rozlohy od malých lokálních rašelinišť o velikosti pár metrů čtverečních, až po rozsáhlá rašeliniště v tajgách. Mohou se vyskytovat od mírného pásu až po lokality v tropickém pásu kolem rovníku. Ložiska rašeliny pokrývají velké oblasti severní Severní Ameriky, severní Evropy, západní Sibíře, jihovýchodní Asie či Indonésie (Kleimeier et al. 2017). Nehledě na místo výskytu, vždy tvoří dominantní rašelinotvorné druhy mechy rodu *Sphagnum*, které postupně odumírají a mrtvé části těla spadají směrem dolů pod hladinu podzemní vody, kde se nedokonale rozkládají. Nové části rašeliníku pak přirůstají napovrch rašeliniště a tvoří tak rozsáhlé rašeliníkové polštáře. Rašeliniště jsou přechodná prostředí mezi suchozemskými a vodními ekosystémy, které poskytují základní hydrologické, ekologické a biogeochemické vlastnosti. Ačkoli rašeliniště pokrývají pouze asi 3 % kontinentů, globálně skladují přibližně 10 % veškeré terestrické sladké vody a asi 30 % půdního organického uhlíku (Kleimeier et al. 2017; Rezanezhad et al. 2016)

Ekologie a biogeochemie rašelinových půd je úzce spjata s pohybem a skladováním vody v půdě. Ale zároveň i na pohybu a skladování reaktivních rozpuštěných látek (např. Ca, Mg, Fe, Na), které zase závisí na chemickém složení půdy (Hill and Siegel 1991), na mikrobiologické aktivitě, na fyzikální a chemické charakteristice půdy – zejména na pórovitosti. Celková pórovitost rašelinových půd často přesahuje 80 %. Rašelina může mít relativně velké póry, které jsou vysoce nepravidelné a vzájemně propojené nebo izolované (Kleimeier et al. 2017). Propojené póry se nazývají mobilní oblastí půdy. Koloidy a rozpuštěné látky v půdě se přes mobilní fázi pohybují relativně snadno. Izolované póry jsou nazývány oblastí imobilní (Quinton et al. 2008). Zde je zanedbatelná rychlost proudění vody. Výměna rozpuštěných látek mezi oběma oblastmi nastává primárně prostřednictvím molekulární difúze (van Genuchten and Wierenga 1976). Změna hloubky podzemní vody a porozita ovlivňují skladování vody a průtok rašeliny, včetně rozdělování vody mezi póry do mobilní a imobilní fáze. Nízká propustnost a

snížená aktivita mobilní vodní fáze v hlubších částech rašelinné půdy omezuje výměnu vody s povrchovými vodami a atmosférou (Rezanezhad et al. 2016).

2.1.1 Typy rašelinných stanovišť

Můžeme rozlišovat dva základní typy rašelinných ekosystémů. Ty se liší podle zdroje napájení. Rašeliniště tak mohou být napájeny pouze ze srážek, dopadlých na plochu rašeliniště – tomuto typu se říká vrchovištní rašeliniště (blanked bog). Vrchovištní rašeliniště se vyznačují velmi nízkou koncentrací živin, které jsou dostupné pro vegetaci (Bragg 2002; Minayeva et al. 2017). Druhým základním typem rašelinného stanoviště může být slatiniště (fens). Tyto plochy se vyznačují lepší dostupností živin pro vegetaci, která se na lokalitě nachází (Paavilainen and Päivänen 1995). Slatiniště je napájeno z externího vodního zdroje, ze srážek samozřejmě také čerpají, ale tento zdroj je zanedbatelný v porovnání s množstvím vody, které slatiniště přijme z podzemní vody svého minerálního podloží (Bragg 2002; Soro et al. 1999). Na základě obsahu živin v rašeliništi lze rozdělit rašeliniště na aktivní a pasivní producenty rašeliny. Na aktivním rašelinném stanovišti je zachována původní funkce rašeliniště. Takový ekosystém je dobrou zásobárnou vody, aktivně se podílí na produkci rašeliny a je bohatý na živiny takovým způsobem, že je na něm schopná prosperovat typická vegetace rašelinných stanovišť (hydrophytes). Druhým typem rašeliniště z hlediska aktivity je pasivní typ rašelinného stanoviště. Tento ekosystém ztratil svou primární schopnost dlouhodobě kumulovat vodu a vytvářet tak optimální podmínky pro produkci rašeliny a pro poskytnutí životních podmínek pro rašelinnou vegetaci. Ztráta těchto funkcí mohla být zapříčiněna přírodní rovnováhou, většinou tomu však přispívá antropogenní činnost – zejména hydromeliorační zásahy v krajině (Bragg 2002). Na území České republiky převážně zabudování drenážních systémů pod povrch ekosystému a následné odvodnění ploch za účelem vyšší výtěžnosti ze zemědělské činnosti (Krejčová 2017).

K vytvoření vlhkého rašelinného ekosystému také přispívají dlouhotrvající povodně či jiné nadměrné zamokření lokality. Takovýto nadměrný dopad srážek na krajinu může pozitivně i negativně ovlivnit rostlinná společenstva, která se zde vyskytují. Podle časového úseku, po který je lokalita nadměrně zamokřena je možné lokality rozdělit (Smardon 2014) do čtyř základních typů.

Lokality, které jsou vystaveny nadměrnému zamokření pouze krátkodobě a přechodně, nazýváme zalesněné mokřiny, bažiny či lužní lesy. Na těchto typech lokalit může docházet k částečné proměně nadmořské výšky. V tom případě pak nižší místa s větším

obsahem vody, která do lokality steče, jsou bohatá na rostlinná společenstva, která vyžadují větší zamokření. Naopak ve vyšších nadmořských výškách bude i přes nadměrné zamokření nižší obsah vody a budou zde dominovat společenstva, která jsou k vodě méně tolerantní. Zalesněné mokřiny se vyskytují spíše ve vyšších nadmořských výškách. Jejich ekvivalent pro nižší nadmořské výšky se nazývá vlhká rašelinná louka (Smardon 2014; Soro et al. 1999). Kvůli periodickým záplavám je zde často znemožněno přežití dřevin, což jen podporuje rozšiřování vlhkých rašelinných luk. Pokud jsou záplavy eliminovány (ať vlivem přirozeným nebo za ovlivnění lidského faktoru), mají dřeviny tendenci se opět navracet do lokality a tím ubývat životní prostor rostlinným společenstvům dvouděložných rostlin a dochází tak k degradaci vlhkých rašelinných luk.

Pokud nejsou nadměrné srážky krátkodobé, ale lokalita je vystavena nadměrnému zamokření po většinu své vegetační sezóny, říkáme takovému rašelinnému stanovišti močál. V močálech se vyskytují typická druhy rostlin, které jsou velmi tolerantní k dlouhodobému nadměrnému zamokření. Většina z těchto rostlinných druhů ale i přes to stále potřebuje k životu (zejména pro rozmnožení a počátek vývoje rostliny) alespoň krátké období bez vody.

Pokud je lokalita vystavena trvalému zamokření po celou dobu vegetační sezóny a nedochází ani k částečnému vysušení, mohou zde existovat pouze rostlinné druhy, které se trvale přizpůsobily životu ve vodě (Bragg 2002). Z těchto čtyř typů ploch, jsou právě trvale zamokřené lokality v nejnižších nadmořských výškách, protože sem stéká všechny voda z povodní a nadměrných srážek (Mountford and Chapman 1993).

2.1.2 Rašeliníště jako zásobárna uhlíku

Rašelina se tvoří, když se organická hmota hromadí v půdě rychleji, než se rozkládá. To je způsobeno nedostatkem kyslíku v podmačených podmínkách. Rašeliníště jsou největší suchozemskou zásobárnou uhlíku na světě. I přes to, že zaujímají jen okolo 3 % zemského povrchu, je v ní podle odhadů nashromážděno až 600 gigatun uhlíku, který čeká na využití (Yu et al. 2011). Ekosystémy využívají a ukládají uhlík různými způsoby, například v živé biomase, v akumulaci mrtvé organické hmoty na povrchu země, zpracovávají organickou hmotu ve formě humusu anebo uhlík akumulují v horních vstvách minerálních půd (Paavilainen and Päivänen 1995). Většina těchto zásob uhlíku není trvalá a uhlík je dříve či později uvolňován zpět do atmosféry během relativně

krátkých cyklů. Kromě tohoto krátkého zadržování uhlíku, ale disponuje rašelinný ekosystém výjimečnou schopností stát se trvalým úložištěm uhlíku.

Různé studie, které se zabývali bilancí uhlíku ve víceletém měření ukazují, že vztah mezi přítomností anorganického uhlíku ve formách methanu a oxidu uhličitého a organickým uhlíkem je silně závislý na hydrologických a teplotních podmínkách (Yu et al. 2011). Vodní hladina je tedy jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících hromadění rašeliny, protože omezuje přísun kyslíku do půdy (Kleinen et al. 2012). To mimo jiné velmi ovlivňuje respiraci mikroorganismů, probíhající v půdě. S nižším množstvím kyslíku v půdě klesá respirace a tudíž nedochází k přeměně organického uhlíku na anorganický oxid uhličitý, který by mohl být ve formě plynu uvolňován zpět do atmosféry. Tím pádem dochází k akumulaci uhlíku v půdě v jeho organické formě. Některé studie však ukázaly, že obsah půdní vody se v některých případech nemění, ikdyž dochází k poklesu hladiny podzemní vody. Je to způsobeno pórovitostí půdy, při níž se velmi rychle může měnit poměr vzduchu a vody. Při zkoumání vztahu mezi obsahem vody v rašelině a uhlíkovou bilancí si zaslouží vždy zvláštní pozornost i sledování pórovitosti a půdní vlhkosti (Moorsb et al. 1997; Qiu et al. 2018).

2.1.3 Fyzikální vlastnosti rašelin

Rašelinové půdy jsou organicky bohaté na minerály. Obvykle více než 20 % hmotnosti tvoří minerální látky (Mccarter and Price 2015). Rašelina má velmi specifické fyzikální vlastnosti. Počítá se do nich: nízká sypná hustota, vysoká celková pórovitost (ať už spadající do mobilní či imobilní fáze), schopnost bobtnání při zvyšujícím se množství objemu vody v půdě a naopak smršťování při snižování objemu vody v půdě – při vysoušení (často periodickým vlivem klimatických změn či antropogenních vlivů).

Rozklad rašeliny snižuje podíl velkých pórů zlomením rostlinných zbytků do menších fragmentů, čímž se sniží velikost mezibuněčných prostorů mezi póry. V rašelině, kde dominuje po většinu sezóny permafrost klesne pórovitost mezi povrchovou plochou a hloubkou v 35 cm o 10 %. Aktivní pórovitost však klesá ve stejné vzdálenosti až o 40 % (Kleimeier et al. 2017). Celková hydraulická vodivost v prostředí rašelině se liší podle obsahu vody. Rozklad zvyšuje hmotnost suchého materiálu na objem rašeliny, a proto se objemová hmotnost rašeliny zvyšuje s hloubkou. Nicméně, kvůli vysokému obsahu

organické hmoty v půdě, má i vysoce rozložená rašelina relativně nízký obsah objemové hustoty ve srovnání s obyčejnými minerálními půdami (Rezanezhad et al. 2016).

Rašelina je sama o sobě vysoce stlačitelný materiál, hlavně díky své pórovitosti. Povrchy rašeliniště proto mohou vykazovat denní až sezónní vertikální pohyb v důsledku bobtnání a smršťování podle změny objemu podzemní vody v půdě. Při zvětšování objemu vody dochází k bobtnání rašeliny, naopak pokud je odtok vody větší než přítok, dochází k celkovému vysoušení půdy a ke smršťování objemu rašeliny v rašeliništi. Tento vertikální pohyb povrchu země je doprovázen změnou ve skladování vody, ale také změnou hydraulických, biogeochemických a tepelných vlastností. Stlačitelnost rašeliny je řízena fyzikálními vlastnostmi rašelinné půdy, včetně struktury a uspořádání pórů uvnitř půdy. Faktory, které jsou do značné míry řízeny stupněm rozkladu organické hmoty v půdě. Nedegradovaná rašelina v blízkosti povrchu země má elastický charakter a plastické vlastnosti, které umožňují její rychlé rozpínání a kontrakci, pokud dojde ke změně objemu vody v půdě. Nadměrné smáčení nebo nadměrné vysoušení tedy nebývá žádný problém, půda je k němu dokonale uzpůsobena. Proto je rašeliniště považováno za přírodní zásobárnu vody. Rozložená rašelina ve větších hloubkách rašeliniště typicky vykazuje nižší aktivní pórovitost a stlačitelnost. Navíc, komprese rašeliny způsobená zatížením nosnými materiály způsobuje anizotropní deformaci pórů, které spolu s rozkladem cévnatých rostlin uvnitř půdy způsobí rozšíření laminární struktury půdy, která se stává výraznější s hloubkou půdy. Ta se může výrazně snížit vertikální výměnou vody a vertikální výměnou rozpuštěných látek mezi svrchní a spodní částí rašelinových půd, přičemž se upřednostňuje horizontální průtok rašeliniště. Toto strukturální uspořádání rašeliniště také strhává zachycené biogenní plynové bubliny a kontroluje jejich vyluhování. To je důležitý dopravní mechanismus pro metan, kde menší rozsah poréznosti zvýší relativní význam struktury rašeliny o zachycení plynu (Rosenberry et al. 2006). Podle analýzy rentgenovou tomografií (CT) pro vizualizaci pórovitosti v jednotlivých vrstvách rašeliny v prostorovém rozlišení 45 mikrometru bylo zjištěno, že dominuje distribuce pórů v těsné blízkosti povrchu, které jsou jednoduché, velké a snadno propustné pro vodu i koloidy. S klesající hloubkou se póry stávají strukturálně složitějšími, zmenšují svůj objem a jsou hůře přístupné pro vodu i ostatní látky, které procházejí póry. To vede k výrazně menšímu a složitějšímu propojení v hlubších vrstvách půdy, a to má za následek omezený a komplikovanější průtok ve vertikálním směru se zvětšující se hloubkou (Rezanezhad et al. 2016).

2.1.4 Hydraulické vlastnosti rašelin

Průtok a skladování vody úzce souvisí s fyzikálními vlastnostmi rašeliny a tím i stupeň rozkladu a komprese půdy. Typicky hydraulická vodivost u nasycené rašeliny poklesne o několik řádů mezi povrchem země a hloubkou 50 cm a více. Některé studie uvádí, že vrstvení rašeliny poskytuje větší heterogenitu hydraulické vodivosti v celém profilu hloubky. Vrstvy rašeliny lze v zásadě předvídat z detailní charakterizace velikostí a tvaru pórů. Kromě velikosti a tvaru pórů je hydraulická vodivost nenasyčených rašelin závislá i na aktivní pórovitosti obsazené plynem. Vzhledem k velkému a složitému systému porozity v rašelinných půdách i ke složitosti přenosových vlastností a zásobním kapacitám je cirkulární systém těchto kapacit velmi proměnlivý v závislosti na poměru přítoku a odtoku vody do rašelinného ekosystému (Kleimeier et al. 2017; Quinton et al. 2008). Rašelinové půdy jsou heterogenní a anizotropní porézní média. Individuální a kombinované účinky heterogenity a anizotropie hydraulického systému a vodivost silně ovlivňuje pohyb vody v rašelinových půdách (Beckwith and Baird 2001). Podle výsledků jedné studie je průtok vody přes nenasyčenou rašelinu je závislý na fraktálním charakteru pórů, které je možno kvantitativně popsat fraktální dimenzí mikrostruktury pórů. Tito autoři také zjistili, že pórová rozhraní jsou drsná a vykazují opakující se fraktální geometrii v délkových měřítcích pod velikostí pórů. V současné době je známo velmi málo o vlivu drsnosti povrchu pórů na průtok skrz rašelinné půdy (Rezanezhad et al. 2016).

2.1.5 Vegetace a rašelinné ekosystémy

Vztah mezi strukturou půdy a schopností půdy stabilizovat organickou hmotu v půdě je klíčovým prvkem dynamiky půdního prostředí. Obecně je pozorován trend snížení celkové koncentrace organického uhlíku s hloubkou profilu. Rašelina představuje směs organických sloučenin charakterizovaných vysokomolekulárními – huminovými a fulvokyselinami a jejich solemi. Dále také celulózu, ligninem, peptidy, enzymy a tuky. Kromě toho rašelina zahrnuje i nízkomolekulární organické sloučeniny jako aminokyseliny, sacharidy, vitamíny, steroidy, atd. Tyto látky vytvářejí koloidní chování rašeliny a vedou ke ztrátě smáčivosti způsobené vysušením (Szajdak et al., 2007). Struktura, původ a osud takových molekulárních konfigurací jsou tak jasně spojeny s retenčními vlastnostmi rašeliny. Transformace organické hmoty rašeliny chemickým, biochemickým a biologickým rozkladem vede ke tvorbě řady chemických látek. Během

transformace rašeliny jsou hlavní změny organické hmoty následující: snížení celkového obsahu vody, zvýšení měrné hmotnosti půdy, zvýšení zhutnění, snížení prostoru pórů, zvýšení stupně rozkladu, změna barvy směrem k tmavě hnědé až černé a zvýšení výhřevnosti. Organická hmota, která vzniká v rašeliníštích, se liší kvalitativně i kvantitativně podle původu opadu a struktury vegetace, která se na povrchu rašeliníšť rozkládá.

Dlouhodobé pěstování a zemědělské využití rašeliníště má vliv na životní prostředí. Vede totiž k trvalému snížení hladiny podzemní vody, ke změnám aerobních podmínek a ke změnám rostlinných společenstev. Konečným stavem tohoto zásahu je degradace rašelinných horizontů a mineralizace rašeliny (Grootjans et al. 1996; Pfadenhauer and Grootjans 1999). Vzhledem k těmto faktorům může rašelina projít procesem sekundární transformace. Tento proces obecně vede ke zvýšení celkového variabilního náboje, což se projevuje poklesem kapacity zadržování vody v půdě. Také jsou pozorovány progresivní hydrofobní vlastnosti (Szajdak et al. 2007).

Velké množství biochemických, chemických a biologických procesů v rašelině vyžaduje přítomnost vody v různém množství. Odvodnění a zemědělské využití rašeliníště má za následek intenzivní změny biotických a abiotických vlastností, které vedou k degradaci rašelinové organické hmoty. Organická hmota rašeliny reguluje dlouhodobé skladování uhlíku a dostupnost živin pro rostliny a mikroorganismy. Rozpuštěná organická hmota (DOM), je úzce spojena s mikrobiální aktivitou, protože tato frakce organického uhlíku může být náchylná k mikrobiální degradaci. Množství rozpuštěné organické hmoty je citlivé na hospodaření s půdou, zejména na zemědělské využití, které omezuje vstupy do organického vývoje půdy odstraňováním rostlinné biomasy. Mechanismus degradace DOM závisí na struktuře molekul organické hmoty. Analýza půdního profilu v širokém spektru podmínek je nezbytná pro úplné pochopení povahy a rozsahu procesů a mechanismů v zemědělském využívání organických půd. Navzdory mnoha výzkumům, zabývajících se studiem organické hmoty rašelinových půd, není transformace organické hmoty po odvodnění ještě zcela pochopena (Rezanezhad et al. 2016; Szajdak et al. 2007).

Chemické složení rašelinotvorných rostlin je rozhodující pro složení rašeliny. Rozkládající se rostlina představuje hlavní zdroj organického uhlíku, který vstupuje do půdy. Existují různé třídy biogenních, heterogenních a dynamických organických sloučenin, které charakterizují různé obsahy uhlíku a dusíku. Hlavním rysem organické

hmoty je její schopnost absorbovat a zadržovat molekuly vody. Úbytek organické hmoty v půdě tedy způsobuje ztrátu schopnosti zadržovat vodu, špatnou agregaci a zrychlení eroze půdy. Dále také ovlivňuje špatnou retenci živin a snížení biologické a enzymatické aktivity v půdě (van Dijk et al. 2007). Změny ve využívání půdy tedy vedou ke změnám obsahu organické hmoty půd. Mezi faktory urychlující rozklad organické hmoty patří vysoký obsah celulózy (Ghani et al. 2003).

Hydraulické vlastnosti rašeliny silně závisí na vegetaci, která se na rašeliništi vyskytuje a stupni rozkladu jednotlivých rostlinných zbytků. Vegetace je hlavním povrchovým ukazatelem vlastností organických půd. Přítomnost určitých taxonů běžných cévnatých rostlin může být použita pro klasifikaci míst jako oligotrofní (povrchová půdní voda $\text{pH} < 4,4$), mezotrofní ($\text{pH} 4,4 - 5,6$) nebo eutrofní ($\text{pH} > 5,6$) s přibližnou přesností 90 %. Význam trofického stavu pro rostliny a snadnost, s jakou mohou být mapovány z nativní vegetace naznačují, že trofické fáze některých organických půdních mapových jednotek by měly být uznávány v průzkumu půdy. Vegetační struktura (bazální plocha pokryvu jehličnatých stromů, procentuální zastoupení keřů, bylinných rostlin a mečů) a pH jsou spojeny se stupněm dekompozice rašeliny, což je základní kritérium pro hodnocení organických půd v půdní taxonomii (Swanson and Grigal 2010).

Rozklad organických látek se provádí převážně pomocí mikroorganismů, které používají organické sloučeniny v půdě jako energetický substrát. Stupeň rozkladu se liší podle hloubky, věku, rostlinného společenstva a především podle hladiny podzemní vody a celkového vodního režimu v půdě (Clarkson et al. 2014a; Grootjans et al. 1996). Stupeň rozkladu rašeliny se obecně zvyšuje s hloubkou pod povrchem země, zatímco geometrický průměr pórů a aktivní porozita s rostoucí hloubkou pod povrchem země klesá. Například v arktické tundře klesá aktivní porozita typicky z hodnot okolo 80 % těsně pod zemským povrchem, naméně než 50 % v hloubkách asi 0,5 metru (Rezanezhad et al. 2016). Stupeň rozkladu organických látek je běžně hodnocen pomocí 10 tříd humifikace podle von Postovy stupnice, kde H1 označuje nejmenší hodnoty organického rozkladu a H10 nejvíce rozloženou rašelinu (Grover and Baldock 2013; Nordlund 2015). Von Postova klasifikace je založena především na vizuální kontrole půdy a dále na extrahovaných půdních roztocích a rostlinných zbytcích. Tato klasifikace je velmi rychlá a jednoduchá, proto se používá poměrně často. Další metody charakterizace organických půd byly vyvinuty pro popis stupně rozkladu dle velikostních

frakcí, hustoty a obsahu vláknitých látek v půdě. Pro hodnocení rozkladu rašelinných půd se také běžně využívá poměr zastoupení uhlíku a dusíku v půdě.

Změny klimatu a antropogenní vliv na rašeliniště ovlivňuje změnu těchto ekosystémů. Ovlivňuje skladování vody, uhlíku i živin. Bylo prokázáno, že rašeliniště vydává značné objemy biogenních plynů do atmosféry, v reakci na měnící se klima. Děje se tak skrz těla rostlin, pomalou difuzí přes povrch rašeliny nebo přes uvolnění plynné fáze z půdy ve formě bublin. Část těchto plynů je v oxické části rašelinných půd přeměněna na konečný produkt rozkladu – oxid uhličitý (Kleimeier et al. 2017; Strack et al. 2005). Odhad objemu plynné fáze v rašeliništích se pohybuje od 0 % do téměř 20 % podle hladiny podzemní vody v rašeliništi. Povrchy rašeliniště se také pohybují vertikálně i horizontálně, což má někdy za následek nerovnoměrné a epizodické uvolňování plynu z rašelinné půdy do atmosféry (Rosenberry et al. 2006). Tato akumulace a uvolňování zachycených plynů může ovlivnit rašelinovou matici a měnit tak hydraulické gradienty a pohyb vody a koloidních látek v rašelině.

2.1.6 Efekt odvodnění na rašelinný ekosystém

Významnou zásobárnou uhlíku jsou rašeliniště, ale jejich fungování může být ohroženo čerpáním vody způsobeným změnou klimatu nebo změnou využití půdy. V důsledku melioračních opatření se organický uhlík, který byl v rašelinném ekosystému uskladněn v anoxických podmínkách po desetiletí, začne uvolňovat díky přístupu vzduchu. Dojde k rozkladu organické hmoty za přístupu vzduchu a uvolněný oxid uhličitý, vznikající procesem dekompozice přechází do atmosféry. Nepoškozená rašeliniště tedy slouží jako zásobárna uhlíku, jakmile dojde k narušení jejich stabilních podmínek melioračním zásahem, dojde ke snižování zásob uhlíku v půdě (Haapalehto et al. 2014).

Produktivita rostlin, vyskytujících se na rašelinných stanovištích, může klesat, takže zároveň dochází i ke snížení sekvestrace uhlíku z atmosféry do rostlinné biomasy. Míra rozkladu organického opadu a rašeliny se může urychlovat kvůli snižování hladiny podzemní vody a pronikání vzduchu do větší hloubky. (Prévost et al. 1999) Znalost toho, jak mikrobiální komunity reagují na dlouhodobou drenáž v různých typech rašeliniště (lišící se právě hladinou podzemní vody v lokalitě), by mohla pomoci zlepšit předpovědi vlivu změny klimatu a dopadů meliorací na tyto vlhké ekosystémy. Dlouhodobá drenáž má prokazatelné výrazné účinky, které silně závisejí na rašelinovém typu, na biogeochemických vlastnostech rašeliny a na složení mikrobiálních komunit. Vliv

drenáže je nejvýznamnější u rašelinišť typu „fen“ a nejnižší u typu „bog“. Dlouhodobá podzemní drenáž navíc vede ke snižování pH, snížené rozložitelnosti organického opadu a následnému vzniku rašelinného substrátu. Vede také ke zvýšení objemové hustoty půdy, to se následně projeví sníženou mikrobiální aktivitou. Snížená bakteriální diverzita se navíc stala dominantní vlastností na odvodněných místech, což odráží konvergenci ve složení bakteriálních komunit napříč rašeliništi po dlouhodobém odvodnění. Výzkum práce uvedené v citaci dokazuje, že rašeliniště typu „bog“ představuje relativně pružný systém, zatímco rašeliniště typu „fen“ je velmi citlivé na jakékoliv změny prostředí (Urbanová and Bárta 2016).

2.2 Dekompozice organické hmoty a hromadění organické hmoty v půdě

2.2.1 Proces dekompozice

Pojem dekompozice se používá pro označení úplného nebo částečného rozkladu mrtvé organické hmoty podle dostupných fyzikálních a chemických podmínek. Hlavně podle dostupnosti kyslíku v prostředí, kde dekompozice probíhá se určuje kvalita dekompozice. Tento proces ideálně končí tehdy, když se veškeré organické látky transformují na látky anorganické a dojde k úplné mineralizaci. Při tomto procesu jsou kromě fyzikálních a chemických parametrů důležité i biologické činitele. Zejména jsou to mikroorganismy, které se na dekompozici podílí (Hättenschwiler et al. 2005). Samotný proces dekompozice je řízen 3 hlavními faktory: klimatem, kvalitou opadu a množstvím biologických mikroorganismů, které řídí proces dekompozice. Klima je dominantním faktorem v oblastech s nepříznivými povětrnostními podmínkami, zatímco kvalita opadu slouží jako regulátor a dominantní faktor v podmínkách, kde jsou příznivé klimatické podmínky. Kvalita opadu je důležitá až do poslední fáze dekompozice, kdy dochází k formování humusu (Couëteaux et al. 1995).

2.2.2 Význam dekompozice

Rostlinný opad představuje v terestrických ekosystémech primární cestu návratu živin do půdy. Listová biomasa může obsahovat až 70 % nadzemního opadu v lesních ekosystémech. Zbytek je tvořen stonky, větvičkami a reprodukčními orgány. Heterotrofní metabolismus usnadněný rozmělněním drobným hmyzem a louhováním ve srážkách, vede k uvolnění rostlinného opadu v jednodušší formě, která je snáze vstřebatelná a

přeměnitelná z organických látek na anorganické látky za pomoci metabolismu mikroorganismů. Přičemž vyluhování ve srážkách může částečně rovnou uvolňovat oxid uhličitý ve formě plynu rovnou do atmosféry. Tato část rozloženého opadu se vůbec nedostane do přímé interakce s půdou. Jedná se však o minoritní část rozkládajícího se uhlíku. Rovnováha mezi vstupem organického opadu do půdy a heterotrofním rozkladem opadu ovlivňuje finální množství uhlíku uloženého v půdě (Zou et al. 2012). Každá metoda pro měření obsahu organického uhlíku v půdě má své silné a slabé stránky a je třeba s každou z těchto metod pracovat uvědoměle a snažit se její slabé stránky eliminovat. Konkrétně v mém výzkumu jsem použila metodu umístění litterbagů s různým druhem opadu do různých prostředí na stejné lokalitě lišících se hladinou podzemní vody a mým cílem je objasnit, jak rychle a kvalitně dekompozice na těchto místech proběhla.

Kvalita a rychlost dekompozice je tak ovlivněna variabilitou v kvalitě a složení nadzemního opadu. Kvalita se týká vlastností opadu (chemické, fyzikální vlastnosti, které ovlivňují náročnost rozkladu vlivem mikroorganismů). Opad obsahující vysoké koncentrace labilních sloučenin (např. cukry, aminokyseliny) má tendenci se rozkládat rychleji a snadněji, protože tyto sloučeniny mohou být snadno metabolizovány půdními mikroorganismy nebo se snadno vyluhují pomocí dopadajících srážek či vlivem již přítomné podzemní vody. Kontrast s těmito látkami tvoří složité a strukturálně velké sloučeniny (např. lignin, chitin), které jsou příliš velké na to, aby procházely snadno buněčnými membránami půdních mikroorganismů, je tedy nezbytné je nejprve zpracovat extracelulárními enzymy a až poté mohou být metabolicky zpracovány pomocí mikroorganismů (Zou et al. 2012).

2.2.3 Faktory ovlivňující rychlost dekompozice

Dekompozice obecně závisí na mnoha faktorech. Tyto faktory můžeme obecně rozdělit na faktory biotické a abiotické. Mezi abiotické faktory patří obecné fyzikální a chemické vlastnosti půdy a okolního prostředí. Mezi nejdůležitější biotické faktory patří klimatické poměry, chemické složení opadu a biologická činnost veškerých živých i odumřelých organismů, žijících v půdě. Rychlost a kvalitu dekompozice ovlivňují zejména biotické faktory – hlavně chemické složení opadu a aktivita mikroorganismů, které se na dekompozici podílejí. Tyto faktory jsou však zásadně ovlivněny faktory abiotickými jako jsou teplota, půdní vlhkost nebo pH (Vicena 2016).

Jedním z nejdůležitějších faktorů, který ovlivňuje tvorbu rašelinných půd je vlhkost povrchu a celková hladina podzemní vody. Snížení rychlosti rozkladu rašeliny nastane při vzestupu hladiny podzemní vody a nastolení anoxických podmínek. V případě rašelinišť, která přijímají výhradně vodu z atmosféry a nemají žádný vlastní přítok ve formě řeky, potoku či podzemního pramene je kolísání hladiny podzemní vody přímo úměrné údajům o dopadu srážek na konkrétní lokalitu. Dalšími diskutabilními faktory, které mohou ovlivňovat rychlost rozkladu organických látek na rašeliništi je vlhkost vzduchu, vlhkost substrátu, který má být rozložen, a meteorologické podmínky (Drzymulska 2016). Dále pak chemické složení rašelino tvorných rostlin. Všechna tato hlediska je potřeba pečlivě zhodnotit a při analýzách dbát na fyzikální a chemické vlastnosti rašelin a organického substrátu.

Stupeň dekompozice organických látek na rašelinném podkladu odráží kvantitativní poměr tmavých amorfních látek, skládajících se z huminových sloučenin – tedy huminů, huminových kyselin a fulvokyselin. Poměr zastoupení těchto látek také závisí na stupni rozkladu a na fyzikálních a chemických vlastnostech rozkládajících se organických látek, které podléhají dekompozici (Drzymulska 2016; Swanson and Grigal 2010). Tento parametr – poměr huminových sloučenin a obsah amorfních látek, které však nejsou huminovými sloučeninami, je důležitý pro formování fyzikálních a chemických vlastností rašeliny. Tím je myšlena zejména retenční kapacita půdy, obsah koloidních částic, konduktivita a pH.

2.2.4 Dekompozice rašelin

Dekompozice organického materiálu uvnitř rašelinných půd podporuje akumulaci uhlíku v půdě. Rašeliniště, která zaujímají v globálním měřítku pouze 3 % zemské plochy obsahují poloviční množství uhlíku, který je obsažen v zemské atmosféře ve formě oxidu uhličitého. Hlavním faktorem akumulace je nízká rychlost rozkladu rostlinných zbytků v rašeliništích, který sám o sobě umožňuje účinnou akumulaci uhlíku v ložiskách rašeliny (Nikonova et al. 2018). Rychlost rozkladu rašelino tvorných rostlin závisí na mnoha faktorech, z nichž hlavními jsou podmínky prostředí, chemické složení rašeliny, chemické složení rostlin a jejich metabolismus a aktivita mikroorganismů, které se podílejí na dekompozici. Další důležitou roli ve studiu rychlosti rozkladu zbytků rostlin v rašelinném ložisku hraje analýza prvních fází rozkladu. V tomto období totiž dochází k nejintenzivnějšímu rozkladu (Nikonova et al. 2018). Při konkrétním porovnání rychlosti a kvality dekompozice při porovnání 2 druhů rostlin, běžně se vyskytujících na

rašelinistích a vlhkých loukách jsou jasně vidět výsledky. Studie, probíhající v roce 2018 prokázala, že v počáteční fázi procesu transformace rašelino tvorných rostlin je ztráta hmoty rašeliníku (*Sphagnum fuscum*) 2,5 krát nižší než u (*Eriophorum vaginatum*). Nejaktivnější masové ztráty biomasy jsou patrné po čtyřech měsících experimentu. Během dekompozice rostlinných zbytků celkově s rostoucím časem klesá množství dusíku v organickém opadu, ale mnohem rychleji klesá dusík u *Sphagnum fuscum*. Mikroorganismy asimilující organický a minerální dusík jsou nejaktivnější v srpnu, zatímco oligotrofní organismy a organismy rozkládající celulózu jsou nejaktivnější v červenci (Nikonova et al. 2018).

3. Metodika

3.1 Lokalita

Výzkum se odehrával v obci Senotín (49°3'52.843"N, 15°8'42.792"E), ležící v Jihočeském kraji nedaleko obce Nová Bystřice. Průměrná hodnota nadmořské výšky v této lokalitě se pohybuje okolo 650 m n. m., avšak jednotlivé lokality se vůči sobě liší až o 50 m n. m. Průměrná teplota se pohybuje okolo 6 °C a roční úhrn srážek je zhruba 700 mm. Celá tato lokalita se tedy nachází v chladné klimatické oblasti. Podle biogeografického členění České republiky spadá obec Senotín pod Javořícký bioregion (1.64) hercynské biogeografické subprovincie c Podloží tohoto bioregionu, pro který jsou typické převážně vrchoviny, je tvořeno převážně z pegmatické žuly centrálního masivu moldanubického plutonu. Pro tento bioregion jsou typické půdní typy – podzoly. Na místech s vyšší půdní vlhkostí jsou přítomny půdní typy jako gleje a oglejené půdy (Kešner 2014). Pro tuto lokalitu byla dřív typická právě místa s vyšších vlhkostí a v přítomnosti rašelinišť zde dokonce převažovaly organické půdy – organozemě (Kešner 2014).

Blízké okolí obce Senotín, kde probíhá celý výzkum, obklopovaly v minulosti vlhké rašelinné louky, které jsou pro tuto lokalitu přirozeným a dominantním ekosystémem. V 80. letech 20. století (konkrétně v letech 1985 - 1987) však došlo k degradaci těchto cenných ekosystému. Kvůli intenzifikaci zemědělství, která plošně probíhala na celém území České republiky, došlo ke změně struktury půdy. Mohla za to mnohá hydromeliorační opatření. Na této lokalitě meliorace probíhala pomocí podzemní

trubkové drenáže. Po tomto zásahu začaly být bývalé rašelinné louky, po melioračním zásahu proměněné na kulturní louky, využívány k intenzivní zemědělské činnosti. Louky byly pravidelně orány a hnojeny průmyslovými hnojivy (Syrovátka 2001). To mělo za následek (spolu s odvodněním) totální degradaci původních rašelinných horizontů. Co je ovšem specifické pro tuto lokalitu, je částečné zachování původních fragmentů rašelinných luk. Právě díky této skutečnosti je toto místo ideální pro výzkum a porovnání odvodněných a neodvodněných ploch. Zároveň je zde relativně jednoduché pozorovat vliv a úspěch revitalizace, která zde započala na odvodněných plochách v 90. letech 20. století (Syrovátka 2001).

Meliorační opatření na této lokalitě sice byla provedena, ale svou funkci plnila jen velmi krátkou dobu. V roce 1995 bylo totiž rozhodnuto o celkové revitalizaci území a bylo vydáno rozhodnutí o přerušení hydromelioračních opatření. V případě podzemní trubkové drenáže, která byla na tuto lokalitu aplikována v letech 1985 - 1987, spočívá nápravné opatření ve zrušení záchytných příkopů pro vodu, odtékající z luk. Dále byly aplikovány těsnící jílové clony a celková úprava vodního toku Potočná, který leží v těsné blízkosti odvodněných lokalit. Veškeré tyto snahy měly přispět ke zpomalení odtoku vody z původně odvodněné lokality a pomocí zpomaleného odtoku postupně přispět k opětovnému zvýšení hladiny podzemní vody a obnově původních rašelinných ekosystémů. Již od začátku revitalizačního procesu probíhal monitoring sledující kvalitu a úspěch celkové revitalizace. Tento monitoring spočíval ve fytoecologickém snímkování lokality (Anon n.d.), na které jsem později navázala ve své bakalářské práci (Krejčová 2017), monitorování složení společenstev bezobratlých (Frouz et al. 2012, Frouz et al., 1995) a změny půdních poměrů v závislosti na změně výšky hladiny podzemní vody (Frouz et al., 2010).

3.2 Sledování hladiny podzemní vody

První část hydrologického sledování, spočívající v monitorování změny výšky hladiny podzemní vody byla odstartována v květnu roku 2018. Stanovila jsem si 10 lokalit (*Obrázek 1*), vzájemně se lišících hladinou podzemní vody (konkrétně 3 lokality zastupující původní fragmenty vlhkých rašelinných luk, 4 lokality zastupující lokality, které byly odvodněny pomocí podzemní trubkové drenáže a následně revitalizovány pomocí instalace jílových clon a 3 lokality, které byly odvodněny pomocí podzemní

trubkové drenáže a drenáž je zde stále plně funkční). Na těchto lokalitách už v předchozích letech probíhalo fytoecologické snímkování – měla jsem tedy již konkrétní představu o hladinách podzemní vody, pouze však na základě složení rostlinných společenstev.



Obrázek 1 Výzkumné lokality v Senotíně a typ odvodnění na nich

Na každou lokalitu byla pomocí vrtáku instalována plastová trubka do hloubky 60 cm pod zemský povrch (Obrázek 2). Trubky navíc byly částečně perforovány, aby se zamezilo případnému vyzdvižení trubky kvůli tlaku, a také aby mělo vnitřní prostředí trubky lepší kontakt s okolním prostředím půdy. Každá lokalita byla v pravidelných 2 až 3 měsíčních intervalech v průběhu roku 2018 a 2019 monitorována a měřena.



Obrázek 2 Trubky pro měření hladiny podzemní vody na odvodněné lokalitě (vlevo) a neodvodněné lokalitě (vpravo)

3.3 Půdní analýzy

Pro veškeré půdní analýzy byl použit vzorek půdy, odebraný v květnu 2018. Odběr spočíval ve vytvoření směsného vzorku půdy. Směsný vzorek vznikl smícháním 4 odběrů ve stejném objemu pomocí Kopeckého válečku (100 cm^3). Jeden směsný vzorek měl tedy ve finále objem 400 cm^3 . Směsný vzorek půdy byl vytvořen pro 10 lokalit, z nichž 3 lokality zastupují zachované fragmenty původních rašelinných luk (N), 3 lokality reprezentují meliorované a následně revitalizované louky (R) a 4 louky reprezentují meliorované louky se zachovanou funkční podzemní drenáží (D), kde nikdy nedošlo k revitalizaci (1 lokalita se nachází na hraně mezi meliorovanou nerevitalizovanou loukou a přiléhajícím rybníkem). Vzorky byly převezeny do laboratoře a zhomogenizovány prosátím přes 2 mm síto. Část vzorku byla vysušena v lyofilizátoru a uschována na půdní chemické analýzy. Druhá část byla uchována v lednici za konstantní teploty nepřevyšující $5 \text{ }^\circ\text{C}$. Tyto vzorky byly zpracovány do 24 hodin na půdní mikrobiální analýzy.

3.3.1 Půdní analýzy chemismu půdy

3.3.1.1 Analýza CNS

Pro analýzu CHN bylo nejdřív potřeba namletí vzorku půdy na oscilačním mlýně při 22 kmitech po dobu 30 vteřin. Namletý vzorek byl balen do cínových kapslí a vážen na analytických vahách Mettler Toledo. Přesná váha cínové kapsle byla zapsána, její váha je

nutná pro zpětné vypočítání obsahu uhlíku a dusíku ve vzorku. Metoda je založena na kompletní a okamžité oxidaci vzorku zážehovým spalováním, díky které se přemění všechny organické a anorganické látky ve spaliny. Výsledné spaliny procházejí přes redukční směs a výsledná směs elementárního dusíku (N₂), oxidu uhličitého (CO₂), vody (H₂O) a oxidu siřičitého (SO₂) je vtažena do chromatografické kolony nosným plynem He. Tam jsou následně separovány a detekovány tepelnou vodivostí reaktoru, který dává výstupní signál. Výstupní signál je úměrný koncentraci jednotlivých složek. Ke stanovení se používá analyzátor EA 1108.

3.3.1.2 pH, konduktivita

pH půdy je ukazatelem kyselosti nebo zásaditosti půdy. Je definováno jako záporný dekadický logaritmus aktivity vodíkových iontů, obsažených v roztoku. V půdách se měří v suspenzi půdy smíchané s deionizovanou vodou. Nejčastější hodnoty jsou v rozmezí 3 – 10, přičemž 7 je neutrální. Kyselé půdy mají pH nižší než 7 a alkalické půdy mají pH vyšší než 7. Ultrakyselé půdy (pH < 3,5) a velmi silně alkalické půdy (pH > 9) jsou vzácné. pH půdy je považováno za hlavní proměnnou v půdách, protože ovlivňuje mnoho chemických procesů. Specificky ovlivňuje dostupnost živin pro rostliny regulováním chemických forem a ovlivňováním chemických reakcí, ke kterým v půdě dochází (Jones et al. 2017). Optimální rozmezí pH pro většinu rostlin je mezi 5,5 a 7,5, nicméně mnoho rostlin se přizpůsobilo tomu, aby mohly prosperovat i v hodnotách pH mimo tuto ideální škálu (Sparks et al. 2013).

Jednotlivé vzorky půdy byly naváženy do plastových lahvíček den před samotnou analýzou. Bylo pracováno se sušinou v poměru 1:20 (2 g sušiny, 40 ml deionizované vody). Ten byl zvolen, protože část vzorků byly rašelinné půdy, které mají obrovskou retenční kapacitu a v menším poměru nebylo možné je zfiltrovat. Současně bylo ale pro 1 rašelinný vzorek a jeden vzorek běžné půdy vyzkoušen i poměr 1:10 (filtrovalo se potom za zvýšeného tlaku) a tímto experimentem bylo dokázáno, že pH ani konduktivita se mezi těmito dvěma poměry zásadně neliší. Ani při poměru 1:20 tedy nedojde ke zkreslení výsledků a znehodnocení analýzy.

Vzorky byly 1 hodinu třepány na třepačce, pak odstáty přes noc. Druhý den byly vzorky přefiltrovány přes filtrační papír. Ve výluhu bylo měřeno pH na pH metru, který byl před analýzou kalibrován. Mezi jednotlivými vzorky byla elektroda oplachována deionizovanou vodou. Při měření konduktivity bylo potřeba se vzorkem neustále míchat, při ustálení docházelo k výkyvům měření konduktometru.

3.3.1.3 Živiny

Vzorky půdy odebrané z 10 lokalit (lišících se podle hladiny podzemní vody) byly vysušeny v sušárně a následně zhomogenizovány přes síto o velikosti 2 mm. Od každého vzorku byl odvážen 5 g půdy (s přesností na 2 desetinná místa). Navážka byla umístěna do plastových nádob o objemu 250 ml. Každý vzorek byl analyzován v jednom opakování. K porovnání výsledků byl vytvořen ještě referenční vzorek (s půdou o známém obsahu živin) a jeden slepý vzorek (blank) bez navážky jakékoliv půdy. Následovala příprava extrakčního roztoku podle Mehlicha III. K půdní navážce 5 g bylo přidáno 50 ml extrakčního činidla podle Mehlicha III. Roztok byl zfiltrován a filtrát byl připraven k analýze (Obrázek 3).



Obrázek 3 Příprava filtrátu pro zjištění obsahu živin v půdním vzorku

Pro zjištění obsahu živin (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) byl použit AA spektrofotometr. Tento přístroj využívá pro měření absorpci záření volnými atomy sledovaného prvku. Úbytek záření je mírou koncentrace volných atomů prvku, který záření absorboval. Rozdíly energií mezi jednotlivými elektronovými stavy atomů jsou charakteristické pro každý prvek. Pro generaci volných atomů byl použit plamen o teplotě 2000-3000 K. Roztok vzorku byl plamenem v AA spektrofotometru odpařen a tím došlo k rozrušení chemických vazeb v molekulách sloučenin. Fotony, které pocházejí z výbojky, jsou při setkání s atomy analyzovaného prvku absorbovány a atom prvku tak přechází do excitovaného stavu. Zde platí Lambert-Beerův zákon, díky němuž dochází k úbytku intenzity procházejícího světla ($I = I_0 \cdot e^{-(k \cdot n \cdot l)}$, kde I_0 = intenzita vstupujícího záření, I = záření prošlé plamenem po absorpci, k = atomový absorpční koeficient, n = počet atomů analyzovaného prvku, l = délka kyvety).

Pro kalibraci a pročištění spektrofotometru byl použit roztok obsahující pouze 0.2M HNO₃. Pro potlačení ionizace stanovovaných prvků v roztoku byla do každé zkumavky s přefiltrovaným půdním extraktem (0,1 ml) přidána směs La-Cs v objemu 1 ml a každý vzorek byl následně doplněn 0.2M HNO₃ do celkového objemu 10 ml. Po proměření kalibračních standardů byly změřeny zkumavky obsahující pouze HNO₃ (blanky) a následně byly změřeny zkumavky s filtráty z půdních vzorků.

3.3.2 Půdní mikrobiální analýzy

3.3.2.1 Mikrobiální Biomasa

Stanovení uhlíku mikrobiální biomasy spočívá ve fumigační extrakční metodě, kde se přímo měří uhlík mikrobiální biomasy uvolněný z mikrobiálních buněk po fumigaci půdy v parách chloroformu (Jenkinson, Brookes, and Powlson 2004; Vance, Brookes, and Jenkinson 1987).

Vzorek půdy bylo nutné rozdělit na 2 části. Z jedné části byly vyextrahovány rozpustné uhlíkaté látky, na druhou část působí páry chloroformu (fumigace) a extrakce rozpustných uhlíkatých látek byla provedena až po fumigaci. Působením par chloroformu se do půdního roztoku uvolnil obsah buněk. V extraktech z obou částí půdního vzorku byl stanoven celkový obsah uhlíku pomocí oxidace kyselinou chromovou za nadbytku kyseliny sírové. Nespoteřovaná kyselina chromová byla stanovena titrací Mohrovou solí. Rozdíl obsahu uhlíku v extraktech před a po fumigaci byl přímo úměrný obsahu uhlíku v mikrobiálních buňkách. Po fumigaci totiž došlo k rozpadu buněk mikroorganismů a po fumigaci tedy byl obsah uhlíku zvýšen o uhlík, který byl před fumigací přítomen v buňkách mikroorganismů.

K analýze bylo použito 2,5 gramů vzorku, kvůli úspoře materiálu pro další analýze. Běžně se k této analýze používá 5 gramů půdy. Na změnu navážky byl brán ohled a v konečném výpočtu byla zohledněna. Analýza byla provedena ve 3 opakováních pro fumigované vzorky a ve 3 opakováních pro nefumigované vzorky. Z obou hodnot byl stanoven průměr, se kterým bylo dále pracováno.

K přesnému výpočtu obsahu biomasy ve vzorku bylo potřeba stanovit i procentuální zastoupení sušiny ve vzorku. To bylo provedeno jednoduše. Navážením 5 g vzorku vlhké půdy. Tento vzorek byl vložen na 36 hodin do sušárny a sušen při teplotě 65 °C. Po

vyjmutí ze sušárny byly vzorky opět zváženy na analytických vahách. Tím byl stanoven přesný obsah sušiny ve vzorku.

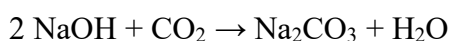
3.3.2.2 *Respirace*

Respirace půdy vyjadřuje množství oxidu uhličitého, který je vyloučen půdními organismy jako produkt dýchání. Mezi půdní organismy se řadí rostlinné kořeny, rhizosféra, mikroby, houby a mikrofauna, mezofauna a makrofauna žijící v půdě. Respirace je klíčový ekosystémový proces, který uvolňuje uhlík z půdy ve formě oxidu uhličitého. Ten je získáván z atmosféry a přeměněn na organické sloučeniny v procesu fotosyntézy. Rostliny používají tyto organické sloučeniny ke stavbě konstrukčních složek nebo k jejich uvolňování.

Půdní respirace byla zkoumána na 10 odebraných vzorcích půdy ve 3 opakováních. Analýza probíhala krátce po odebrání vzorků. Respiraci je nutné provádět v co nejkratším časovém prodlení, jelikož respirace jsou schopny pouze živé organismy v půdě. Po odebrání půdy z přirozeného ekosystému dochází rychle k odumírání živých organismů v půdě.

. Pro každý vzorek bylo naváženo 2,5 g vlhké půdy (později pro výpočet bylo počítáno se sušinou, která byla experimentálně ověřena při jiné analýze (konkrétně při analýze zjišťování obsahu uhlíku v biomase)).

Reakce, probíhající při stanovení půdní respirace:



Princip analýzy spočívá v absorpci CO_2 produkovaného půdní respirací do roztoku NaOH . Ten je následně titrován HCl a bod ekvivalence, při kterém dojde k neutralizaci roztoku a změně zbarvení je přímo úměrný množství prorespirovaného CO_2 . Každý vzorek byl analyzován ve 3 opakováních a z výsledných hodnot titrace byl následně stanoven průměr, se kterým bylo dále pracováno.

3.3.2.3 *Ergosterol*

Ergosterol je sterol nacházející se v buněčných membránách plísní, hub a prvoků. Souží k mnoha funkcím, podobně jako cholesterol v živočišných buňkách (Montgomery et al. 2000). Ergosterol je provitaminová forma vitamínu D₂, vystavení ergosterolu

ultrafialovému záření způsobuje chemickou reakci, která produkuje vitamin D₂. Tato látka je syntetizována pouze živými aktivními mikroorganismy. Po odumření těchto organismů okamžitě dochází k její degradaci (Mille-Lindblom et al. 2004). Metoda stanovení obsahu ergosterolu v půdě probíhá pomocí extrakce ergosterolu z půdního vzorku a následném stanovení obsahu pomocí kapalinového chromatografu se spektrofotometrickou detekcí.

V laboratorní analýze byly použity vzorky, odebrané z 10 různých lokalit (lišících se hladinou podzemní vody). Měření probíhalo asi půl roku po odebrání půdních vzorků. Vzorky však byly uchovány v podmínkách, kdy nemohlo dojít k předčasné degradaci ergosterolu. Po celou dobu byly vzorky uloženy v prostředí, kde teplota nepřekročila 3 °C, je tedy zachována aktivita mikroorganismů a nedošlo k předčasné degradaci buněčných stěn. K analýze bylo použito 0,5 gramu vzorku,

Celá analýza probíhala za použití původně vlhké půdy, proto bylo nutné pro získání reálných výsledků přepočítat získané hodnoty s ohledem k obsahu sušiny ve vlhké půdě. Procentuální zastoupení sušiny ve vlhké vzorku jsem získala díky analýze – měření uhlíku mikrobiální biomasy, která celému procesu předcházela (viz. výše). Skutečný obsah ergosterolu ve vzorku (v jednotkách ppm) byl získán vynásobením naměřených hodnot ergosterolu s procentuálním zastoupením sušiny ve vzorku.

3.3.2.4 PLFA

Fosfolipidové mastné kyseliny jsou běžnou součástí živých organismů. Specifické jsou však poměry, ve kterých se fosfolipidové mastné kyseliny nacházejí v konkrétních skupinách mikroorganismů. Tyto poměry jsou charakteristické pro každou skupinu a slouží jako důležitý parametr pro kvalitativní a kvantitativní stanovení zastoupení mikroorganismů v půdě (Willers et al. 2015).

Princip analýzy spočívá v extrakci lipidů z půdního vzorku, izolaci fosfolipidů, které jsou běžnou součástí buněčných membrán organismů a následném uvolnění mastných kyselin z izolovaných fosfolipidů. Tyto mastné kyseliny jsou následně převedeny na methylestery, které jsou následně kvantitativně stanoveny pomocí plynové chromatografie a hmotnostní spektroskopie.

Analýza probíhala asi půl roku po odebrání půdních vzorků. Po celou dobu byly vzorky uchovávány v mrazáku, aby bylo zabráněno předčasné degradaci vzorku. Před zahájením

analýzy byl vzorek vysušen mrazem pomocí lyofilizátoru. Půda byla zhomogenizována a přibližně 1 g půdy byl vložen do vypálené zkumavky. Navážka byla zaznamenána. Po přesném postupu analýzy byl odebraný supernatant vložen do plynového chromatografu, kde byl zjištěn obsah ergosterolu v každém jednotlivém půdním vzorku.

3.4 Analýza dekompozice

3.4.1 Materiál pro dekompoziční pokus

Pro celý dekompoziční pokus bylo na podzim 2017 odebráno z různě vlhkých lokalit 5 druhů odumřelého rostlinného opadu. Jednotlivé kategorie byly separátně uloženy do igelitových pytlů a převezeny do laboratoře. Konkrétně se jednalo o následující kategorie: 1 – *Sphagnum*; 2 – *Juncus*, *Carex* (směs druhů); 3 – jednoděložné rostliny (traviny – zejména *Poa*, *Festuca*); 4 – dvouděložné rostliny vlhkých stanovišť; 5 – dvouděložné rostliny suchých stanovišť. V laboratoři byl rostlinný materiál vysušen při teplotě 40 °C po dobu 24 hodin, aby došlo k odstranění zbytkové vody. Vysušená biomasa byla vložena do igelitových sáčků a neprodyšně uzavřena. Takto zpracovaný rostlinný opad byl během přelomu roku 2017 a 2018 využit k vytvoření litterbagů, které byly během května 2018 uloženy na lokality v Senotíně. Litterbasy byly vytvořeny ve 3 opakováních s myšlenkou, že k prvnímu vyjmutí dojde po roce dekompozice, druhé opakování po 2 letech a třetí opakování po 3 letech.

3.4.2 Litterbags

Metoda litterbagů (LB) je široce využívaná metoda pro studii rychlosti a kvality rozkladu organického opadu. V této metodě je známé množství čerstvého organického materiálu uzavřeno v pytlích s vhodnou velikostí ok. Opad z rostlinné vegetace představuje v pozemských ekosystémech primární cestu, kudy se živiny mohou navracet zpět do půdy. Heterotrofní metabolismus ovlivněný rozmělněním rostlinného opadu drobným hmyzem a následným rozkladem pomocí srážek vede k uvolnění uhlíku obsaženého v rostlinném opadu ve formě oxidu uhličitého do atmosféry (Zou et al. 2012). Rovnováha mezi vstupy organického opadu – a tedy dodání živin do půdy, a rychlostí rozkladu a zpětného uvolnění uhlíku do atmosféry ovlivňuje množství uhlíku, přítomného v půdě. Periodické měření rostlinného opadu a rychlost dekompozice organických látek poskytují potřebné informace o množství uhlíku a ostatních živin v půdě. Pro co nejpřesnější

informace byly LB uloženy těsně pod zemský povrch (asi 3 cm), aby byly co nejlépe simulovány přirozené podmínky, kterými dochází k rozkladu rostlinného opadu v reálu.

Bylo vytvořeno 5 kategorií litterbagů (LB) o rozměrech 10x10 cm. Pro výrobu LB bylo zvoleno polyamidové technické síto Uhelon 130T s velikostí ok 42 µm, které umožnilo permeabilitu pouze pro mikroorganismy schopné dekompozice rostlinného opadu. Do každého LB bylo vloženo 2 g (s přesností na 3 desetinná místa) rostlinného opadu, který byl předtím zbaven přebytečné vlhkosti v sušárně. LB byly pomocí páječky nepropustně uzavřeny. Bylo vytvořeno 5+1 kategorií LB. 5 kategorií s lišícím se rostlinným opadem nasbíraným na lokalitách Senotína. Kategorie zastupovaly: pouze rašeliník (*Sphagnum*), rostliny vázající uhlík (*Carex*, *Juncus*), jednoděložné rostliny, dvouděložné rostliny vyskytující se na vlhkých loukách, dvouděložné rostliny vyskytující se na suchých loukách. 1 kategorie pouze s odpovídajícím množstvím filtračního papíru, který je směsí celulozy a ligninu. LB byly zakopány na 10 lokalit, které se navzájem lišily hladinou podzemní vody. LB zde byly ponechány 1 rok bez zásahu. Na stejných lokalitách byly pravidelně odebírány hodnoty hladin podzemní vody. Později byla hledána souvislost mezi rychlostí rozkladu organického opadu v LB a hladinou vody.

3.4.3 Úbytek hmotnosti rostlinného opadu

LB byly po roce vyhledány pomocí detektoru kovů (*Obrázek 4*). LB totiž byly do země připevněny pomocí silonového provázku a hřebíků, na které byl silon uvázán. Hřebíky současně sloužily i jako pomůcka pro hledání lokalit pomocí detektoru. LB byly na 15 hodin vloženy do sušárny a zbaveny veškeré vody při teplotě 60 °C. Tato teplota byla zvolena, aby nedošlo ke ztrátě organického uhlíku, ke kterému by došlo při vyšší teplotě sušení. Se stejnou teplotou a technikou pracují i jiné studie (Graça et al. 2005; Zou et al. 2012). LB byly otevřeny a každý vzorek byl zvážen na analytických vahách s přesností na 3 desetinná místa, hodnota byla zapsána a vzorek byl uchován pro další analýzu. Výsledek byl porovnán s původní navázkou 2 g pro každou kategorií.



Obrázek 4 Detektor kovů, jehož pomocí byly po roce nalezeny litterbagy

3.5 Experiment s vlivem hladiny podzemní vody na růst rašeliníku a vyšších rostlin

Pro zjištění vlivu hladiny podzemní vody na složení rostlinných společenstev byl v srpnu 2018 vytvořen květníkový experiment. Experiment probíhal v podmínkách genetické zahrady v Praze na Albertově. Bylo vytvořeno 20 květníků: 4 varianty hladiny podzemní vody v 5 opakováních. Květníky byli naplněny kaménky 5 cm a dále 37 cm zeminy pocházející z lokality v Senotíně a 2 cm směsí rašeliny a opadu z lokality v Senotíně (Obrázek 5). Květníky byly v květnu 2018 osázeny 5 druhy rostlin, které se navzájem liší svým výskytem v závislosti na obsahu vody v půdě. Jednalo se o zástupce rodu *Sphagnum spp.* (15%), *Eriophorum angustifolium* (30%), *Carex gracilis* (15%), *Carex canescens* (15%), *Dactylis glomerata* (10%). Iniciální pokryvnost jednotlivých druhů je v závorce. *Sphagnum* bylo objednáno od fy Micropropagation Services (EM) Ltd. Složení rašeliníkové směsi udávané dodavatelem je 30-50% *S fallax*, 20-40% *S palustre*, 20-40% *S papillosum*, 10% *S capillifolium*, 10% *S cuspidatum*, 5-10% *S fimbriatum*, 5-10% *S subnitens*, ~1% *S denticulatum*, ~1% *S squarrosum*, ~1% *S tenellum*, ~1% *S magellanicum*, ~1% *S rusowii*. Sazenice *Dactylis glomerata* byly opatřeny

z předpěstovaných roslin prof. Frouze a sazenice *Carex gracilis*, *Carex canescens* a *Eriophorum angustifolium* ze sbírky Botanického ústavu v Třeboni. Byly vytvořeny 4 odlišné hladiny podzemní vody a do každé hladiny vody byl vysazen květník se zástupci všech kategorií zmíněných výše. Pokus byl vytvořen pro každou hladinu podzemní vody v 5 opakováních. Hladiny vody byly ustáleny ve výšce 0 cm (tedy srovnatelné s povrchem zeminy v květníku), 10 cm pod povrchem zeminy, 25 cm pod povrchem zeminy a 37 pod povrchem zeminy. Hladina spodní vody byla udržována tak, že všechny květníky byli umístěny v nádrži, kde byla udržována konstatnní hladina vody. Přitom byly jednotlivé varianty podloženy dlaždicemi tak, aby povrch půdy byl v příslušné výšce nad hladinou vody v nádrži. Po půl roce (listopad 2018) a po roce (červen 2019) bylo opět mapováno procentuální zastoupení vegetace v květníku a byl porovnán rozdíl.



Obrázek 5 Experiment sledující vliv hladiny podzemní vody na dominantní vegetaci (v popředí hladina 0 a -10 cm)

3.6 Statistické zpracování

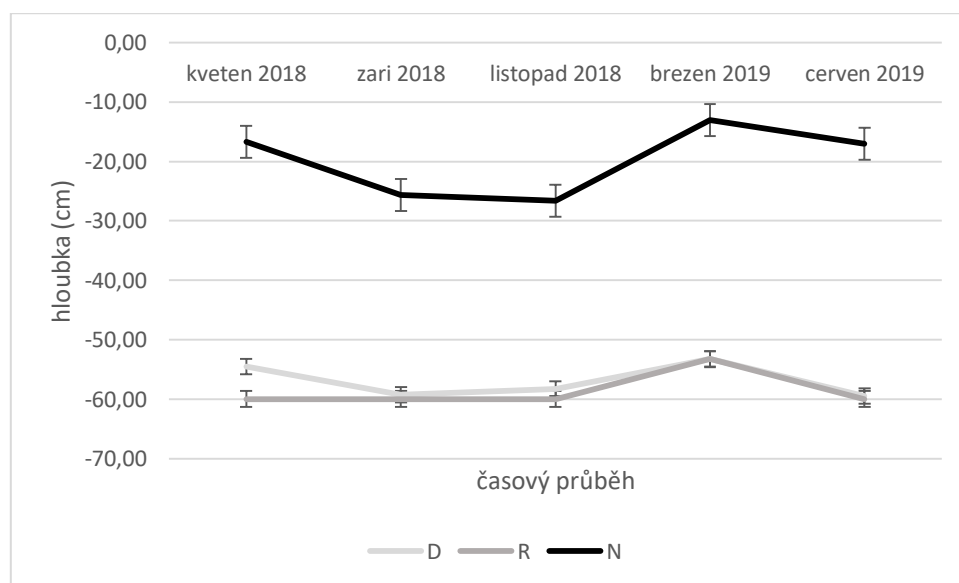
Výsledná data byla převedena z programu Microsoft Office Excel do statistického programu STATISTICA 13. Pro hodnocení statisticky významných efektů u hloubky spodní vody, rychlosti dekompozice a růstu jednotlivých rostlin květinovém pokusu byla použita dvoucestná ANOVA. Při sledování vlivu hloubky hladiny byly faktory typ plochy (odvodněno, neodvodněno revitalizováno) a čas, u rychlosti dekompozice typ

plochy a druh opadu a u růstu rostlin hloubka hladiny spodní vody a čas. U ostatních parametrů byl posuzován vliv typu plochy pomocí jednocestné ANOVY. Pro posouzení statisticky významných rozdílů mezi jednotlivými úrovněmi téhož faktoru byl použit Fisherův test na hladině významnosti 0.05.

4. Výsledky

4.1 Hladina podzemní vody

Na odvodněných revitalizovaných plochách se jen v jednom měření vyskytla hladina podzemní vody výš než, kam dosahovala plastová trubka pro odběr hladiny (60 cm) (Obrázek 6). Na meliorovaných nerevitalizovaných plochách byla v několika případech zaznamenána hladiny podzemní vody vyšší než 60 cm. Je zde tedy možné pozorovat určitý trend poklesu hladiny v rámci jednotlivých ročních období. Statisticky ovšem nebyl rozdíl v rámci jednotlivých měření prokázán ($p > 0,05$). Naopak je statisticky průkazný rozdíl mezi rašelinnými plochami (N) a zbytkem ploch (R a D) ($p < 0,05$). Hladina podzemní vody na rašelinných plochách během roku nikdy neklesne níž, než 35 cm pod zemský povrch. Většinou ale dosahuje hladin ještě bližších povrchu země. Nutno poznamenat, že rok 2018 byl navíc velmi chudý na srážky. Je zde tedy potvrzena schopnost rašelinných ekosystémů akumulovat vodu i ve srážkově nepříznivém období.

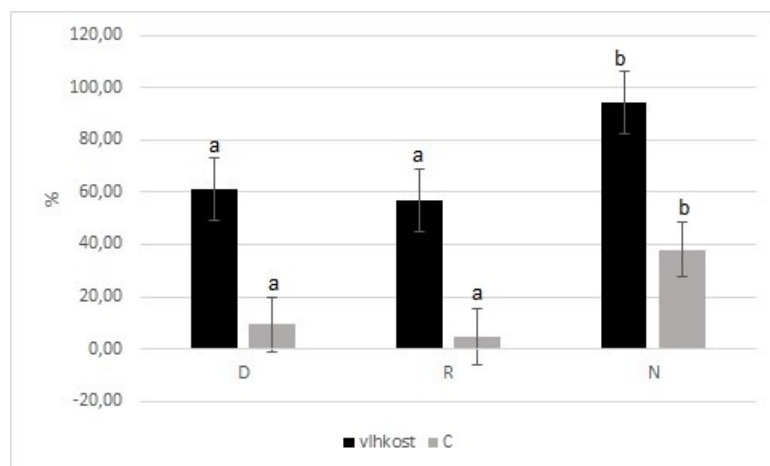


Obrázek 6 Graf zobrazující časový průběh změny hladiny podzemní vody na jednotlivých skupinách lokalit. Plochy odvodněné nerevitalizované (D), odvodněné revitalizované (R) a původní rašelinné plochy (N).

4.2 Vlhkost půdy a půdní analýzy

Na obrázku 7 je zobrazena půdní vlhkost jednotlivých lokalit a obsah uhlíku v půdních vzorcích. Statisticky byla prokázána odlišnost půdní vlhkosti na různých typech ploch ($p < 0,05$). Fisherův test prokázal, že rašelinné plochy se statisticky signifikantně liší půdní vlhkostí od skupiny ploch odvodněných (D) a revitalizovaných (R). Mezi odvodněnými (D) a revitalizovanými (R) plochami nebyla prokázána rozdílnost.

Půdní vlhkost vykazuje silnou pozitivní a signifikantní ($p < 0,05$) korelaci s obsahem uhlíku v půdě ($r=0.941$)



Obrázek 7 Graf zobrazující půdní vlhkost a obsah uhlíku v půdních vzorcích na jednotlivých plochách, lišících se výškou hladiny podzemní vody. Plochy odvodněné nerevitalizované (D), odvodněné revitalizované (R) a původní rašelinné plochy (N). Pro vlhkost i obsah uhlíku v půdě $p < 0,001$

4.3 Půdní analýzy

4.3.1 Půdní analýzy pro zjištění chemismu půdy Obsah C, N, S v půdě, pH, konduktivita a obsah živin v půdním vzorku

Pomocí jednocestné ANOVA byla statisticky prokázána závislost obsahu všech 3 prvků (a tím pádem i výsledného CN poměru v půdě) na výšce hladiny podzemní vody ($p < 0,05$) (Tabulka 1). Podle Fisherova testu, který byl následně proveden je signifikantní rozdíl mezi rašelinnými plochami (N) a skupinou ploch odvodněných a revitalizovaných

(D a R). Mezi plochami odvodněnými (D) a revitalizovanými (R) nebyl prokázán statisticky signifikantní rozdíl.

Výsledky z měření pH jsou statisticky neprůkazné ($p > 0,05$) a nelze tak potvrdit závislost mezi pH a hladinou podzemní vody. Výsledky z měření konduktivity prokázaly, že je statistický rozdíl mezi plochami rašelinnými (N) a zbytkem - odvodněnými a revitalizovanými (D a R) (*Tabulka 1*)

Obsah vápníku, hořčíku a draslíku v půdě se po statistickém zpracování pomocí jednocestné ANOVA prokazatelně odlišný u všech tří prvků ($p < 0,05$) (*Tabulka 1*). Na základě Fisherova testu nebyl statistický rozdíl pozorován mezi plochami odvodněnými (D) a revitalizovanými (R). Rašelinné plochy (N) se ale statisticky signifikantně liší od skupiny ploch odvodněných (D) a revitalizovaných (R).

Tabulka 1 Statistické zpracování výsledků obsahu C, N, S v půdních vzorcích. Dále pH analýzy, analýzy konduktivity a obsahu živin Ca, Mg, K (mg/kg) v půdních vzorcích za použití jednocestné ANOVA. Plochy odvodněné nerevitalizované (D), plochy odvodněné revitalizované (R), plochy původní rašelinné (N)

	D	R	N	F	p
C (mg/g)	9,326 ± 3,382 a	4,674 ± 0,245 a	38,09 ± 1,141 b	142,1	<0,001
N (mg/g)	0,751 ± 0,277 a	0,364 ± 0,048 a	2,091 ± 0,119 b	49,28	<0,001
S (mg/g)	0,080 ± 0,045 a	0,036 ± 0,004 a	0,284 ± 0,042 b	27,65	<0,001
CN ratio	12,41 ± 0,963 a	13,02 ± 1,233 a	18,30 ± 1,525 b	15,44	<0,001
pH	6,09 ± 0,18	5,94 ± 0,12	5,70 ± 0,39	1,440	0,300
Konduktivita (μS/cm)	136,3 ± 91,72 a	103,7 ± 15,97 a	338,3 ± 75,64 b	6,790	0,020
Ca (mg/kg)	1581 ± 746,6 a	647,5 ± 332,3 a	2992 ± 655,4 b	7,625	0,017
Mg (mg/kg)	215,9 ± 127,9 a	70,69 ± 26,57 a	504,2 ± 48,08 b	13,81	0,004
K (mg/kg)	245,7 ± 106,4 a	504,2 ± 23,74 a	1559 ± 130,3 b	136,6	<0,001

4.3.2 Půdní mikrobiální analýzy

4.3.2.1 Mikrobiální biomasa, respirace a ergosterol

Po statistickém zpracování údajů o mikrobiální biomase byla prokázána závislost množství mikrobiálního uhlíku a dusíku na hladině podzemní vody (*Tabulka 2*). Stejný

postup byl proveden i u dat z analýzy respirace mikroorganismů a opět byla prokázána statistická závislost ($p < 0,05$). Fisherův test následně prokázal, že plochy odvodněné (D) a revitalizované (R) se od sebe statisticky neliší. Zároveň se ale od těchto dvou ploch liší plochy rašelinné (N). Hodnota ergosterolu je prokazatelně vyšší na lokalitách, kde byla vyšší hladina podzemní vody. Statisticky bylo prokázáno ($p < 0,05$), že množství ergosterolu v půdě závisí na hladině podzemní vody (*Tabulka 2*). Na základě Fisherova testu se obsah ergosterolu signifikantně liší na původních rašelinných plochách (N) od odvodněných (D) a revitalizovaných (R) ploch. Mezi odvodněnými (D) a revitalizovanými (R) plochami není pozorován signifikantní rozdíl v obsahu ergosterolu v půdě.

Tabulka 2 Statistické zpracování výsledků mikrobiální biomasy, respirace a ergosterolu v půdě na plochách odvodněných nerevitalizovaných (D), odvodněných revitalizovaných (R) a původních rašelinných plochách (N)

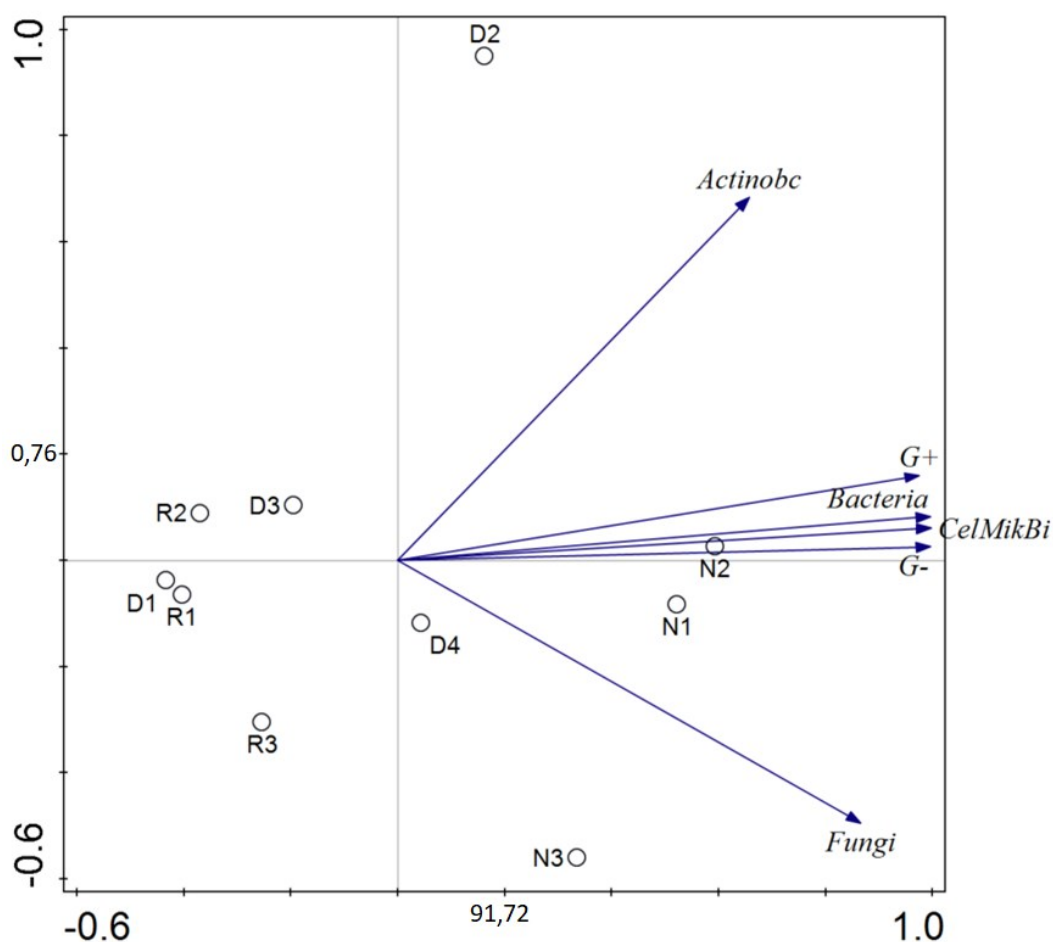
	D	R	N	F	p
C mikrobiální ($\mu\text{g/g}$)	735,9 \pm 172,2 a	312,8 \pm 50,36 a	4197 \pm 941,5 b	30,44	<0,001
N mikrobiální ($\mu\text{g/g}$)	172,3 \pm 85,26 a	73,42 \pm 10,65 a	939,2 \pm 151,1 b	49,78	<0,001
Respirace ($\mu\text{g C}^*\text{g}$ půdy ⁻¹ *h ⁻¹)	7,370 \pm 2,740 a	4,380 \pm 0,590 a	126,0 \pm 34,88 b	28,73	<0,001
Ergosterol ($\mu\text{g/g}$)	10,39 \pm 4,550 a	5,080 \pm 2,310 a	64,79 \pm 28,66 b	9,370	0,010

4.3.2.2 PLFA

Analýzou přítomnosti fosfolipidových mastných kyselin bylo stanoveno celkové zastoupení skupin hub, bakterií, actinobakterií, gram pozitivních bakterií, gram negativních bakterií a celkové mikrobiální biomasy. Vše bylo stanoveno v jednotkách mg/kg. Pomocí jednocestné ANOVA byla statisticky prokázána závislost ($p < 0,05$) obsahu fosfolipidových kyselin i jednotlivých organismů v půdě podle míry hladiny podzemní vody (*Tabulka 3*). Při použití Fisherova testu byl signifikantní rozdíl mezi rašelinnými plochami (N) a skupinou odvodněných a revitalizovaných ploch (D a R) u všech skupin organismů s výjimkou actinobacterií. U této skupiny nebyla použitím jednocestné ANOVA prokázána statistická závislost ($p > 0,05$), vzhledem k tomu nebyl proveden Fisherův test pro tuto skupinu organismů.

Tabulka 3 Statistické zpracování výsledných dat z analýzy PLFA pomocí metody jednocestné ANOVA. Plochy odvodněné nerevitalizované (D), plochy odvodněné revitalizované (R), plochy původní rašelinné (N)

	D	R	N	F	p
funghi (mg/kg)	1,984 ± 1,238 a	1,565 ± 0,723 a	8,849 ± 0,505 b	43,18	<0,001
bacteria (mg/kg)	53,62 ± 24,06 a	29,66 ± 3,256 a	142,02 ± 31,38 b	14,15	0,003
actinobacteria (mg/kg)	5,001 ± 2,644	2,832 ± 0,087	4,769 ± 1,295	1,083	0,389
G+ (mg/kg)	5,215 ± 6,494 a	7,517 ± 0,084 a	35,22 ± 11,87 b	7,537	0,018
G- (mg/kg)	32,72 ± 14,59 a	18,42 ± 3,144 a	97,24 ± 19,17 b	19,12	0,001
total biomass (mg/kg)	73,91 ± 32,40 a	42,40 ± 3,978 a	191,3 ± 36,76 b	15,90	0,002



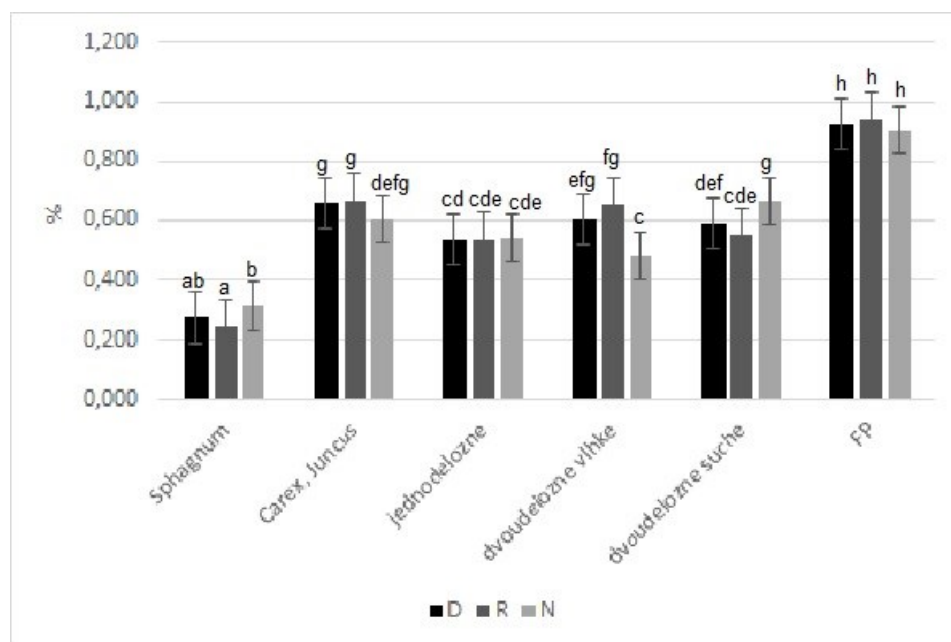
Obrázek 8 PCA diagram znázorňující výskyt organismů, jejichž těla obsahují fosfolipidové mastné kyseliny, v závislosti na výšce hladiny podzemní vody na plochách odvodněných nerevitalizovaných (D), odvodněných revitalizovaných (R) a původních rašelinných plochách (N)

Obrázek 8 názorně ukazuje, že různé skupiny organismů, jejichž buněčné stěny obsahují fosfolipidové mastné kyseliny se vyskytují u rašelinných stanovišť (N), zatímco plochy

revitalizované (R) a nerevitalizované (R) jsou si velmi chudé na organismy s obsahem fosfolipidových mastných kyselin ve svých buněčných stěnách. Osa x v grafu vysvětluje skoro 92 % popsané variability mezi jednotlivými skupinami, zatímco osa y je schopná vysvětlit pouze necelé 1 % celkové variability mezi danými skupinami.

4.4 Analýza dekompozice

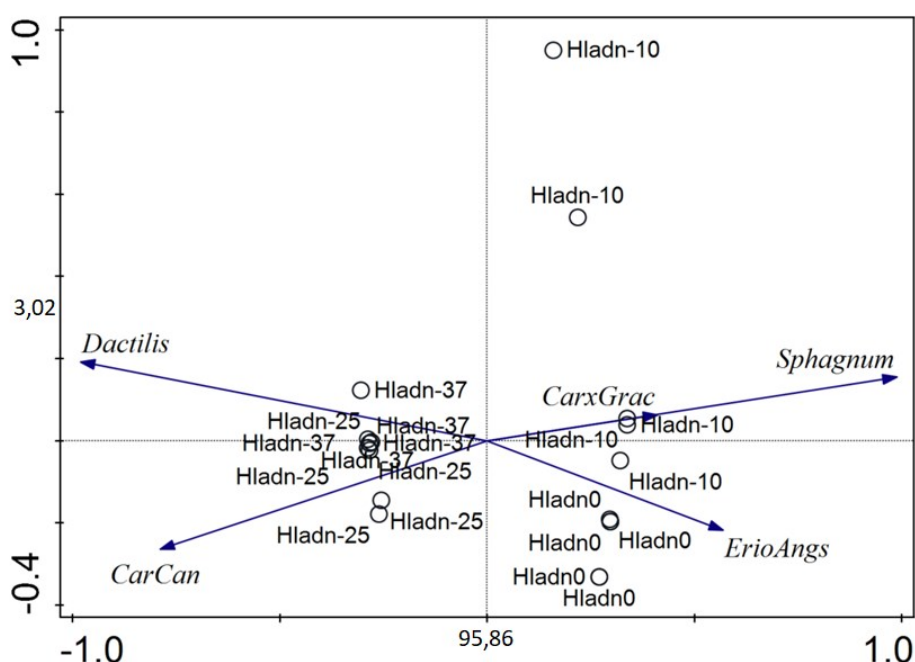
Při zpracování výsledků úbytku celkové hmotnosti LB v závislosti na druhu opadu a lokalitě, kde byl LB zakopán, se ukázalo, že existuje statistická závislost úbytku hmotnosti na druhu organického opadu ($p < 0,05$) ale neukázalo se statisticky průkazné, že by měla vliv hladina podzemní vody na lokalitě, kde dochází k rozkladu ($p > 0,05$). Jako statisticky významná se ale ukázala i interakce obou nezávislých proměnných ($p < 0,05$). Jednoznačně nejrychleji se rozkládal LB, který obsahoval pouze filtrační papír. Nejméně rychle se rozkládal LB s obsahem *Sphagnum*. Ostatní kategorie se rozkládaly obdobně rychle (Obrázek 9).



Obrázek 9 Graf znázorňující úspěšnost rozkladu organické hmoty v závislosti na druhu organického opadu. Hodnoty porovnávány v rámci jednotlivých kategorií rostlinného opadu i v rámci jednotlivých typů ploch, lišících se hladinou podzemní vody. Plochy odvodněné nerevitalizované (D), plochy odvodněné revitalizované (R), plochy původní rašelinné (N). Pro typ odvodnění $p > 0,05$, pro typ vegetace a interakci mezi vegetací a typem odvodnění $p < 0,05$

4.5 Experiment s vlivem hladiny podzemní vody na růst rašeliníku a vyšších rostlin

Obrázek 10 ukazuje, že zastoupení jednotlivých druhů vegetace je závislé na hladině podzemní vody. Vlhkomilné druhy *Sphagnum*, *Carex* a *Eriophorum angustifolium* se vyskytují v hladinách s podzemní vodou, která neklesá pod -10 cm pod zemský povrch. V hladinách -25 a -37 potom dominuje zejména *Dactylis glomerata*. Osa x v grafu vysvětluje skoro 96 % celkové variability rostlinných společenstev, zatímco osa y vysvětluje 3 % celkové variability.



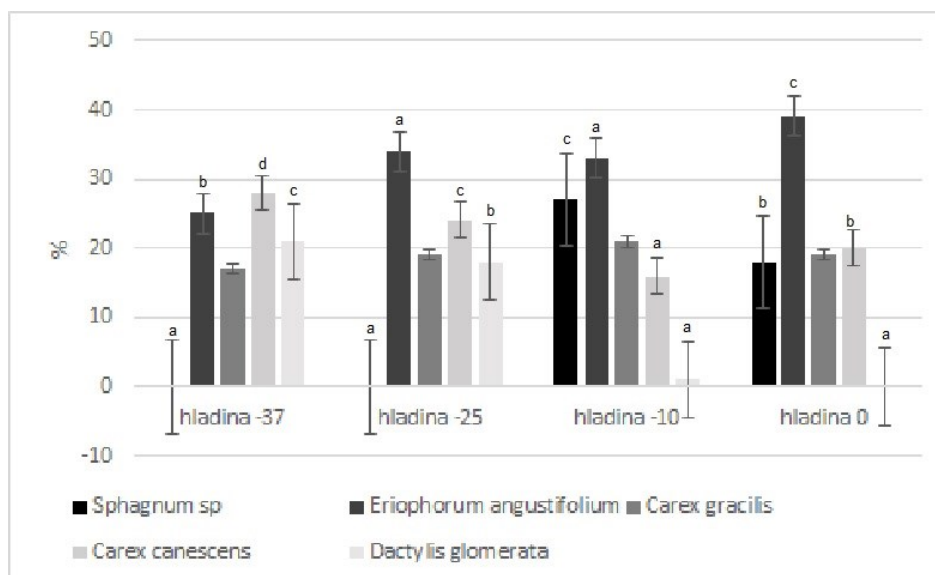
Obrázek 10 PCA diagram znázorňující výskyt 5 druhů vegetace (*Sphagnum* spp., *Dactylis glomerata*, *Carex gracilis*, *Carex canescens*, *Eriophorum angustifolium*) v závislosti na výšce hladiny podzemní vody v simulovaném experimentu.

Zatímco předešlý graf PCA (principal component analysis) posuzoval všechny rostlinné druhy a všechny hladiny podzemní vody dohromady. Následující graf se zabývá každou hladinou podzemní vody zvlášť a zkoumá vztahy vegetačních společenstev pouze v rámci jedné hladiny (Obrázek 11). Je patrné, že rod *Sphagnum* spp., který je základním stavebním prvkem rašelinné rostlinné vegetace dominuje v hladinách, kde voda neklesne pod 10 cm pod zemský povrch. Pak tento druh razantně strádá a při hladinách nižších než 25 cm pod povrchem už se nevyskytuje. Opačný efekt je patrný u rodu *Dactylis glomerata*, která razantně zvyšuje své procentuální zastoupení s klesající hladinou

podzemní vody. Vlhkomilné rostliny (zástupci *Carex gracilis*, *Carex canescens*, *Eriophorum angustifolium*) jsou úspěšnější ve vlhčím prostředí, jsou ale schopny velmi stabilně existovat i v prostředí s nižší hladinou podzemní vody. Postupně s klesající hladinou ale jejich procentuální zastoupení pomalu klesá. V pokusu však nebyla nastavena hladina, které by se tyto rostliny nebyly schopny přizpůsobit.

Statisticky byla prokázána závislost složení druhu vegetace na výšce hladiny podzemní vody u všech druhů kromě *Carex gracilis*. Fisherovým testem poté bylo zkoumáno, který rostlinný druh je dominantní na jakých hladinách. Tento test prokázal, že se významně liší procentuální zastoupení rodu *Sphagnum* na hladinách 0 (a), -10 (b), -25 + -37 (c).

Stejný test prokázal, že je významný rozdíl v zastoupení *Dactylis glomerata* na hladinách -25 (a), -37(b) a skupině dvou hladin 0 a -10 (c). Dále byl prokázán významný rozdíl ($p < 0,05$) v zastoupení druhu *Eriophorum angustifolium* na hladinách 0 (a), skupině hladin -10 a -25 (b) a hladiny -37 (c). U procentuálního zastoupení druhu *Carex gracilis* nebyla prokázána statistická závislost procentuálního zastoupení na hladině podzemní vody a nebyl tedy proveden ani Fisherův test. U druhu *Carex canescens* Fisherův test prokázal, že se významně navzájem lišily všechny hladiny 0 (a), -10 (b), -25(c) a -37(d).



Obrázek 11 Graf znázorňující úspěšnost jednotlivých druhů vegetace v různých výškách hladiny podzemní vody. P hodnoty pro *Sphagnum*, *Eriophorum angustifolium*, *Dactylis glomerata*, *Carex canescens* $p < 0,001$. Pro *Carex gracilis* $p > 0,05$.

5. Diskuze

Ukázalo se, že druh opadu významně ovlivňuje rychlost dekompozice. Vliv kvality opadu na rychlost dekompozice byla dokonce větší než vliv plochy, potažmo hladiny podzemní vody. Je to patrně proto, že i na neodvodněných plochách nedosahovala hladina spodní vody k povrchu a podmínky pro dekompozici tak byly alespoň částečně aerobní. Druh organického opadu ale souvisí s druhem rostlinného společenstva, které v lokalitě roste. Tento fakt už je ovlivněn hladinou podzemní vody. Ve výsledku tedy podzemní voda má také vliv na hromadění uhlíku v půdě, hlavně nepřímo přes složení vegetace. To potvrzuje zároveň i druhou hypotézu. Jednotlivé aspekty tohoto základního schématu jsou detailně diskutovány níže

5.1 Experiment s vlivem hladiny podzemní vody na růst rašeliníku a vyšších rostlin

Pro celkové pochopení problematiky v Senotíně bylo potřeba nejprve vyhodnotit experiment, který uměle simuloval odlišné výšky hladiny podzemní vody a zkoumal, jak se mění v průběhu času dominance jednotlivých rostlinných druhů právě v závislosti na výšce hladiny podzemní vody. Ukázalo se, že i přes počáteční stav, kdy všechny pokusné květníky obsahovaly stejné procentuální složení vegetace, vlivem odlišné hladiny se už během prvního půl roku začala v různých hladinách lišit dominance jednotlivých rostlinných druhů. Podle očekávání se *Sphagnum spp.* dominovalo spolu s *Eriophorum angustifolium* při hladinách 0 a -10 cm. Na nižších hladinách pak *Sphagnum spp.* nebyl schopný existovat a dominance *Eriophorum angustifolium* již také nebyla tak výrazná. Naopak na nižších hladinách se výrazně zvýšilo procentuální zastoupení *Dactylis glomerata*. Rostliny druhu *Carex* byly schopny existovat bez většího rozdílu dominance na všech hladinách. Nutné si uvědomit, že experiment pracoval s nejnižší hladinou - 37 cm pod povrchem, což je stále relativně vlhké prostředí. V prostředí Senotína byla měřena hloubka podzemní vody a na odvodněných plochách nedosahovala hladina ani 60 cm pod zemský povrch, jednalo se tedy o plochy výrazně sušší, proto v Senotíně nebyl na odvodněných plochách pozorován výskyt rodu *Carex*, i když ze simulovaného

experimentu v Praze by se mohlo zdát, že tyto druhy se vyskytují i na sušších místech. Ne však na až tak suchých, jako je Senotín. Důležitý je fakt, že rod *Sphagnum*, který je nejpodstatnější pro formování rašelinných horizontů se nedokáže dlouhodobě udržet v prostředí, kde hladina podzemní vody nedostahuje 25 cm pod povrchem. K podobnému závěru ohledně výskytu druhů *Sphagnum spp.* došla i jiná studie (McCarter and Price 2013).

5.2 Měření hladiny podzemní vody

Pravidelné měření hladiny podzemní vody na různě vlhkých lokalitách ukázalo, že plochy, které nikdy neprošly hydromelioračním zásahem mají výrazně vyšší hladinu podzemní vody než plochy, které hydromelioračním zásahem prošly. Ukázalo se také, že snahy o revitalizaci odvodněného území nebyly úspěšné. I přes revitalizaci, která probíhá více než 20 let, se hladina podzemní vody zásadně neliší od ploch, kde revitalizace po odvodnění nikdy neproběhla. Právě výška hladiny podzemní vody má přímý vliv na složení rostlinného společenstva na dané lokalitě. Podobným tématem porovnáním odvodněných a neodvodněných ploch z hlediska vegetace se zabývala i jiná studie (Maanavilja et al. 2014). Ke stejnému závěru jsem došla i ve své předešlé práci (Krejčová 2017), která pracovala s identickými lokalitami jako tato práce, zkoumala však pouze rostlinné složení na jednotlivých lokalitách, lišících se hladinou podzemní vody. Tento fakt potvrzuje část druhé hypotézy – hladina podzemní vody přímo ovlivňuje složení rostlinného společenstva na dané lokalitě (viz. výše – experiment s vlivem hladiny podzemní vody na růst rašeliníku a vyšších rostlin). Pravidelné měření výšky hladiny podzemní vody také ukázalo, že kolísání hladiny v rámci vegetační sezóny nemají na výšku hladiny zásadní vliv. Je zajímavé, že Kešner ve své práci, kde zkoumal srážkovo-odtokové poměry na přilehlém vodním toku (kam byly svedeny podzemní drenáže před revitalizačním zásahem) prokázal, že kolísání hladiny vodního toku se mění v rámci vegetační sezóny a má prokazatelný vliv na vodní hladinu potoka (Kešner 2014). Zde je potvrzena jedna ze základních funkcí půdy – retenční schopnost. Množství srážek, které dopadnou na lokalitu je tedy půda schopna velmi úspěšně zadržet a vyrovnávat tak sezónní výkyvy dopadu srážek. Z výsledků měření je patrné, že pro zachování rašelinných vlastností je důležité, aby hladina podzemní vody nikdy neklesla dlouhodobě pod 25 cm, což zachová anaerobní podmínky pod povrchem a může docházet k půdním reakcím typickým pro rašelinu. Pokud na lokalitách nedošlo k poklesu hladiny pod

25 cm, jsou zachovány i rostlinné druhy, typické pro rašeliniště (McCarter and Price 2013). Tyto druhy potom přímo ovlivňují rychlost dekompozice a hromadění uhlíku a jiných nutrientů v zemi.

5.3 Analýza dekompozice

S anaerobními podmínkami souvisí i další hypotéza této práce – výška vody ovlivňuje dekompozici a hromadění organického uhlíku v zemi. Ačkoliv se zprvu zdálo, že výška půdní vody přímo ovlivňuje dekompozici, výsledky této práce ukázaly, že dekompozice závisí spíše na složení rostlinného společenstva, z nichž je velmi výrazný rozdíl v rychlosti a způsobu rozkladu. Složení rostlinného společenstva je ale přímo ovlivněno výškou hladiny podzemní vody. To potvrzuje i jiná studie z roku 2018, která se zabývala rozdílným rozkladem rašeliničku a suchopýru (Nikonova et al. 2018). Zatímco Nikonova pozorovala pouze rozdíl v rámci srovnání 2 rostlinných druhů (*Sphagnum fuscum* a *Eriophorum vaginatum*), moje studie srovnává úbytek organické hmoty mezi 5 kategoriemi vegetace (*Sphagnum spp.*; *Carex* + *Juncus*; jednoděložné rostliny; dvouděložné rostliny vlhkých luk; dvouděložné rostliny suchých stanovišť). Závěry jsou ale stejné, rostliny druhu *Sphagnum spp.* se rozkládá výrazně pomaleji než ostatní rostlinné kategorie. Tento fakt je podstatný pro vznik rašeliny – jejíž podstata je hromadění nerozloženého organického materiálu v anaerobních podmínkách. Podobný výsledek prokazuje i studie z roku 2014, která zkoumala rozklad organického opadu v LB (stejně jako tato práce) na 4 typech rašelinišť v různých hloubkách (Clarkson et al. 2014b). Moje práce zkoumala rozklad jen v jedné hloubce, zato na odlišně vlhkých lokalitách. I přes to, že jiné práce potvrzují přímý vliv anaerobních podmínek na rychlost rozkladu organické hmoty (Acharya 1935; Schellekens et al. 2014), v této práci je nepřímý vliv anaerobních podmínek způsoben faktem, že opad, podléhající dekompozici, byl zakopán pouze 10 cm pod povrch země, kde ještě převládaly aerobní podmínky i na stanovištích s vysokou hladinou podzemní vody. Proto je zde efekt vody pouze nepřímý a je důležitější druh rozkládajícího se opadu.

5.4 Půdní analýzy

V rámci půdních analýz z hlediska chemismu se potvrdila hypotéza, že hromadění uhlíku v zemi závisí na výšce hladiny podzemní vody. Tedy, že lokality s vyšší hladinou podzemní vody budou obsahovat více uhlíku než plochy s nižší hladinou. Ke stejným závěrům došel ve své studii i Wang (Wang et al. 2014), který zkoumal hromadění nutrientů v severských rašeliništích. Podobné studii se věnoval i (Bader et al. 2018), který srovnával hodnoty obsahu uhlíku a jiných důležitých prvků v půdě na různě degradovaných rašeliništích. Moje studie však neporovnává obsah nutrientů na odlišných typech rašelinišť, ale porovnává dva dnes již naprosto odlišné typy ploch. Obdobný výzkum probíhal na plochách Senotína již v roce 1995 (Frouz et al. 1995), tedy na počátku snahy o revitalizaci daného území. V porovnání s touto studií se v odstupe 20 let se zvýšil obsah uhlíku i horčíku na plochách odvodněných i neodvodněných. Práce z roku 1995 pracuje s průměrnými hodnotami C 5 % pro plochy odvodněné a 19 % pro plochy neodvodněné. Dnešní výsledky se dostávají na hodnoty C okolo 9 % pro plochy odvodněné a pro plochy neodvodněné 38 %. Fakt, že se liší svým obsahem uhlíku i plochy neodvodněné může být odebráním půdního vzorku na jiných lokalitách. Studie z roku 1995 uvádí, že hodnoty % zastoupení C se pohybovaly na neodvodněných plochách od 7 % do 29 %. Pro mou studii byly zvoleny plochy typicky rašelinné, obsah C byl tedy na všech plochách obdobný od 36 % do 39 %. Obsah ostatní nutrientů je také prokazatelně rozdílný na odvodněných a neodvodněných plochách (na různých typech odvodněných ploch ovšem prokazatelný rozdíl opět není). V této studii byl zjišťován obsah Ca, Mg, K. Se stavem z roku 1995 je bohužel možné porovnat jen obsah Mg. Lze ale předpokládat, že trend bude u všech nutrientů podobný. Obsah Mg v roce 1995 se pohyboval na neodvodněných plochách okolo 150 mg/kg a na odvodněných průměrně 107 mg/kg. Po 20 letech se hodnoty velmi rapidně zvýšily na obou typech ploch (na odvodněných průměrně 150 mg/kg, na neodvodněných průměrně 500 mg/kg). To je dáno faktem, že odvodněné plochy se již nepoužívají k intenzivnímu zemědělství a slouží spíše jako pastviny, což přispívá k udržení nutrientů v dané lokalitě. Plochy neodvodněné se mohou lišit kvůli odlišnému zvolení ploch než v roce 1995. Dnešní obsah nutrientů na neodvodněných plochách je blízký Wangově studii (Wang et al. 2014) i studii Szajdaka (Szajdak et al. 2007). Ze studie z roku 1995 (Frouz et al. 1995) je možné porovnat ještě míru konduktivity. Zde se obě práce s výsledky relativně shodují, ikdyž dnešní práce opět ukazuje mírně větší hodnoty konduktivity. V rámci porovnání dnešní studie se studií před

20 lety, lze říci, že se veškeré hodnoty nutrientů zvýšili jak na plochách odvodněných, tak na plochách neodvodněných. Samozřejmě to může být způsobeno i odlišným principem analýz. I každá lokalita je specifikum ovlivněné mnoha vlivy, se kterými nelze počítat a všechny je zohlednit. Je důležité nebrat přesnou hodnotu analýz a fixovat se na ni, ale vnímat výsledky spíše jako poměrový rozdíl mezi odvodněným a neodvodněným typem ploch. Stejně závěry lze vyvodit i z půdních analýz z hlediska mikrobiálního. Je opět prokázán rozdíl mezi odvodněnými a neodvodněnými lokalitami. Rozdíl mezi odvodněnými revitalizovanými a odvodněnými nerevitalizovanými plochami opět není prokazatelný. Pro tyto analýzy bohužel nemáme porovnání z minulých let.

6.Závěr

Byly potvrzeny obě hypotézy. První hypotéza, že hromadění uhlíku v půdě vlivem rozkladu organické hmoty souvisí s hladinou podzemní vody a s kvalitou organického materiálu – opadu. I druhá hypotéza, tvrdící, že hladina podzemní vody a obsah uhlíku v půdě výrazně ovlivňuje složení rostlinných společenstev. Obě tyto hypotézy jsou navzájem velmi provázané, proto je potřeba je komentovat dohromady.

Hladina podzemní vody přímo ovlivňuje složení rostlinného společenstva, které se vyskytuje na lokalitě. Toto rostlinné společenstvo má potom přímý vliv na akumulaci uhlíku v půdě. Nedá se však souhlasit s přesným zněním druhé hypotézy. Rostlinná společenstva nejsou ovlivněny množstvím uhlíku v půdě, naopak množství uhlíku v půdě závisí na rostlinném druhu, který se na lokalitě vyskytuje. Rostlinný druh je ovlivněný výškou hladiny podzemní vody a půdní vlhkostí.

Výsledky ze všech 4 experimentů se shodly na závěru, že plochy odvodněné se ani po 20 letech revitalizace nepřiblížily svým charakterem k plochám neodvodněným. Revitalizace se tedy nedá pokládat za úspěšnou.

7. Reference

- Acharya, C. N. 1935. "Studies on the Anaerobic Decomposition of Plant Materials: The Anaerobic Decomposition of Rice Straw (*Oryza Sativa*)." *The Biochemical Journal* 29(3):528–41.
- Anon. n.d. "ZPRÁVA."
- Bader, Cédric, Moritz Müller, Rainer Schulin, and Jens Leifeld. 2018. "Peat Decomposability in Managed Organic Soils in Relation to Land Use, Organic Matter Composition and Temperature." *Biogeosciences* 15(3):703–19.
- Beckwith, C. W. and A. J. Baird. 2001. "Effect of Biogenic Gas Bubbles on Water Flow through Poorly Decomposed Blanket Peat." *Water Resources Research* 37(3):551–58.
- Bragg, O. M. 2002. "Hydrology of Peat-Forming Wetlands in Scotland." *Science of the Total Environment* 294(1–3):111–29.
- Clarkson, Beverley R., Tim R. Moore, Neil B. Fitzgerald, Danny Thornburrow, Corinne H. Watts, and Steven Miller. 2014a. "Water Table Regime Regulates Litter Decomposition in Restiad Peatlands, New Zealand." *Ecosystems* 17(2):317–26.
- Couñeaux, Marie Madeleine, Pierre Bottner, and Björn Berg. 1995. "Litter Decomposition, Climate and Litter Quality." *Trends in Ecology & Evolution*.
- van Dijk, J., M. Stroetenga, P. M. van Bodegom, and R. Aerts. 2007. "The Contribution of Rewetting to Vegetation Restoration of Degraded Peat Meadows." *Applied Vegetation Science* 10(3):315-U14.
- Drzymulska, Danuta. 2016. "Peat Decomposition – Shaping Factors, Significance in Environmental Studies and Methods of Determination; a Literature Review." *Geologos* 22(1):61–69.
- Fecenko, J., Ložek, O. (2000): *Výživa a hnojení polních plodin*, Slovenská poľnohospodárska univerzita, Nitra, 452 s. ISBN 80-7137-777-5.
- Frouz, J. a Syrovátka, O. (1995) 'The effect of peat meadow drainage on soil dwelling dipteran communities
- Frouz, J. (1999) 'Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74, pp. 167–186.
- Frouz, J. and Syrovátka, O. (2010) The effect of pipe drainage on peat meadow soil. *Acta Universitatis Carolinae*. pp. 83-89.
- Frouz, J., Pižl, V., Tajovský, K. a Syrovátka, O. (2012) 'The effect of pipe drainage on peat meadow soil: soil macrofauna', *ENVIRONMENTALICA*, 24, pp. 91–107.
- van Genuchten, M. Th. and P. J. Wierenga. 1976. "Mass Transfer Studies in Sorbing Porous Media I. Analytical Solutions1." *Soil Science Society of America Journal*.

- Ghani, A., M. Dexter, and K. W. Perrott. 2003. "Hot-Water Extractable Carbon in Soils: A Sensitive Measurement for Determining Impacts of Fertilisation, Grazing and Cultivation." *Soil Biology and Biochemistry*.
- Graça, Manuel A. S., Felix Bärlocher, and Mark O. Gessner. 2005. "Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide." *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide* (May):1–329.
- Grootjans, a P., L. F. M. Fresco, C. C. de Leeuw, and P. C. Schipper. 1996. "Degeneration of Species-Rich Calthion Palustris Hay Meadows; Some Considerations on the Community Concept." *Journal of Vegetation Science* 7(2):185–94.
- Grover, S. P. P. and J. A. Baldock. 2013. "The Link between Peat Hydrology and Decomposition: Beyond von Post." *Journal of Hydrology*.
- Haapalehto, T., J. S. Kotiaho, R. Matilainen, and T. Tahvanainen. 2014. "The Effects of Long-Term Drainage and Subsequent Restoration on Water Table Level and Pore Water Chemistry in Boreal Peatlands." *Journal of Hydrology* 519(PB):1493–1505.
- Hättenschwiler, Stephan, Alexei V. Tiunov, and Stefan Scheu. 2005. "Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*.
- Hill, B. M. and D. I. Siegel. 1991. "Groundwater Flow and the Metal Content of Peat." *Journal of Hydrology*.
- Jenkinson, David S., Philip C. Brookes, and David S. Powlson. 2004. "Measuring Soil Microbial Biomass." *Soil Biology and Biochemistry*.
- Jones, Clain, Kathrin Olson-rutz, and Ann McCauley. 2017. "Soil PH and Organic Matter." *Soil PH and Organic Matter*.
- Juckers, Myra and Shaun A. Watmough. 2014. "Impacts of Simulated Drought on Pore Water Chemistry of Peatlands." *Environmental Pollution* 184(3):73–80.
- Kešner, Michal. 2014. "Vliv Drenáže Na Tok Vody a Další Funkce Ekosystémů." 1–47.
- Kleimeier, C., F. Rezanezhad, P. Van Cappellen, and B. Lennartz. 2017. "Influence of Pore Structure on Solute Transport in Degraded and Undegraded Fen Peat Soils." 19:1.
- Kleinen, T., V. Brovkin, and R. J. Schuldt. 2012. "A Dynamic Model of Wetland Extent and Peat Accumulation: Results for the Holocene." *Biogeosciences*.
- Krejčová, Jana. 2017. "Vliv Odvodnění a Následné Revitalizace Na Vegetaci Rašelinných Luk." 1–73.
- Krüger, J. P., J. Leifeld, S. Glatzel, S. Szidat, and C. Alewell. 2015. "Biogeochemical Indicators of Peatland Degradation - A Case Study of a Temperate Bog in Northern Germany." *Biogeosciences* 12(10):2861–71.
- Maanavilja, Liisa, Kaisu Aapala, Tuomas Haapalehto, Janne S. Kotiaho, and Eeva Stiina Tuittila. 2014. "Impact of Drainage and Hydrological Restoration on Vegetation Structure in Boreal Spruce Swamp Forests." *Forest Ecology and Management* 330:115–25.

- Mccarter, Colin P. R. and Jonathan S. Price. 2015. “The Hydrology of the Bois-Des-Bel Peatland Restoration: Hydrophysical Properties Limiting Connectivity between Regenerated Sphagnum and Remnant Vacuum Harvested Peat Deposit.” *Ecohydrology* 8(2).
- McCarter, Colin P. R. and Jonathan S. Price. 2013. “The Hydrology of the Bois-Des-Bel Bog Peatland Restoration: 10 Years Post-Restoration.” *Ecological Engineering* 55:73–81.
- Mille-Lindblom, Cecilia, Eddie Von Wachenfeldt, and Lars J. Tranvik. 2004. “Ergosterol as a Measure of Living Fungal Biomass: Persistence in Environmental Samples after Fungal Death.” *Journal of Microbiological Methods*.
- Minayeva, TYu, Om Bragg, and Aa Sirin. 2017. “Towards Ecosystem-Based Restoration of Peatland Biodiversity.” *Mires and Peat* 19(01):1–36.
- Montgomery, H. J., C. M. Monreal, J. C. Young, and K. A. Seifert. 2000. “Determination of Soil Fungal Biomass from Soil Ergosterol Analyses.” *Soil Biology and Biochemistry*.
- Moorsb, E. J., A. J. Dolmanb, and J. M. Schouwenaarsa. 1997. “Modelling Evaporation from a Drained and Rewetted Peatland.” 199:252–71.
- Mountford, J. O. and J. M. Chapman. 1993. “Water Regime Requirements of British Wetland Vegetation: Using the Moisture Classifications of Ellenberg and Londo.” *Journal of Environmental Management* 38(4):275–88.
- Nikonova, L. G., E. A. Golovatskaya, and N. N. Terechshenko. 2018. “Decomposition Rate of Peat-Forming Plants in the Oligotrophic Peatland at the First Stages of Destruction.” *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 138(1).
- Nordlund, Christer. 2015. “Peat Bogs as Geological Archives: Lennart Von Post et Al. , and the Development of Quantitative Pollen Analysis during World War I .” *Earth Sciences History*.
- Orsillo, Nicholas. 2008. “The Environmental Impact and Economic Consequences of Agricultural Land Drainage in Czechia : 1960 – 1989.” 14–29.
- Paavilainen, E. and Juhani Päivänen. 1995. *Peatland Forestry: Ecology and Principles*.
- Pfadenhauer, J. and a Grootjans. 1999. “Wetland Restoration in Central Europe: Aims and Methods.” *Applied Vegetation Science* 2(1):95–106.
- Prévost, Marcel, André P. Plamondon, and Pierre Belleau. 1999. “Effects of Drainage of a Forested Peatland on Water Quality and Quantity.” *Journal of Hydrology* 214(1–4):130–43.
- Qiu, Chunjing, Dan Zhu, Philippe Ciais, Bertrand Guenet, Shushi Peng, Gerhard Krinner, Ardalan Tootchi, Agnès Ducharne, and Adam Hastie. 2018. “Modelling Northern Peatlands Area and Carbon Dynamics since the Holocene with the ORCHIDEE-PEAT Land Surface Model (SVN R5488).” *Geoscientific Model Development Discussions* 1–45.
- Quinton, William L., Masaki Hayashi, and Sean K. Carey. 2008. “Peat Hydraulic Conductivity in Cold Regions and Its Relation to Pore Size and Geometry.” in *Hydrological Processes*.

- Rezanezhad, Fereidoun, Jonathan S. Price, William L. Quinton, Bernd Lennartz, Tatjana Milojevic, and Philippe Van Cappellen. 2016. "Structure of Peat Soils and Implications for Water Storage, Flow and Solute Transport: A Review Update for Geochemists." *Chemical Geology* 429:75–84.
- Rosenberry, Donald O., Paul H. Glaser, and Donald I. Siegel. 2006. "The Hydrology of Northern Peatlands as Affected by Biogenic Gas: Current Developments and Research Needs." *Hydrological Processes*.
- Schellekens, Judith, Peter Buurman, Thomas W. Kuyper, Geoffrey D. Abbott, Xabier Pontevedra-Pombal, and Antonio Martínez-Cortizas. 2014. "Influence of Source Vegetation and Redox Conditions on Lignin-Based Decomposition Proxies in Graminoid-Dominated Ombrotrophic Peat (Penido Vello, NW Spain)." *Geoderma* 237(January):270–82.
- Smardon, Richard. 2014. "Wetland Ecology Principles and Conservation, Second Edition." 813–17.
- Soro, A., Sebastian Sundberg, and Håkan Rydin. 1999. "Species Diversity, Niche Metrics and Species Associations in Harvested and Undisturbed Bogs." *Journal of Vegetation Science* 10(4):549–60.
- Sparks, D. L., A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, and G. W. Thomas. 2013. "Soil PH and Soil Acidity."
- Strack, M., E. Kellner, and J. M. Waddington. 2005. "Dynamics of Biogenic Gas Bubbles in Peat and Their Effects on Peatland Biogeochemistry." *Global Biogeochemical Cycles* 19(1):1–9.
- Swanson, David K. and David F. Grigal. 2010. "Vegetation Indicators of Organic Soil Properties in Minnesota." *Soil Science Society of America Journal*.
- Syrovátka, O. et al. (1995) Studie revitalizačních opatření v pramenné oblasti Senotín – etapa 1. Závěrečná zpráva výzkumného projektu MŽP ČR, pp. 65.
- Syrovátka, O. et al. (1997) Revitalizace pramenné oblasti Senotín: Hodnocení revitalizačních opatření 1996 - 1997. Závěrečná zpráva, MŽP ČR, pp. 124.
- Syrovátka, O. (1998) Revitalizace pramenné oblasti Senotín: Hodnocení revitalizačních opatření 1998. Závěrečná zpráva, MŽP ČR, pp. 117.
- Syrovátka, O. et al. (1999) Revitalizace pramenné oblasti Senotín: Hodnocení revitalizačních opatření 1996 - 1997. Závěrečná zpráva, MŽP ČR, pp. 92.
- Syrovátka, O., Šír, M. and Balounová, Z. (1999) Revitalizace pramenné oblasti Senotín.
- Syrovátka, O.. 2001. "Revitalizace Vodního Režimu Prameniště Senotín." (March).
- Szajdak, L., T. Brandyk, and J. Szatyłowicz. 2007. "Chemical Properties of Different Peat-Moorsh Soils from the Biebrza River Valley." 5(2):165–74.
- Urbanová, Zuzana and Jiří Bárta. 2016. "Effects of Long-Term Drainage on Microbial Community Composition Vary between Peatland Types." *Soil Biology and Biochemistry*.

- Vance, E. D., P. C. Brookes, and D. S. Jenkinson. 1987. "An Extraction Method for Measuring Soil Microbial Biomass C." *Soil Biology and Biochemistry*.
- Vicena, Jakub. 2016. "Vliv Diversity Mikrobiálního Společenstva Na Dekompozici Organické Hmoty."
- Wang, Meng, Tim R. Moore, Julie Talbot, and John L. Riley. 2014. "Global Biogeochemical Cycles in Peat Formation." *Global Biogeochemical Cycles* 113–21.
- Willers, C., P. J. Jansen van Rensburg, and S. Claassens. 2015. "Phospholipid Fatty Acid Profiling of Microbial Communities-a Review of Interpretations and Recent Applications." *Journal of Applied Microbiology*.
- Xu, Jiren, Paul J. Morris, Junguo Liu, and Joseph Holden. 2018. "PEATMAP: Refining Estimates of Global Peatland Distribution Based on a Meta-Analysis." *Catena*.
- Yu, Zicheng, D. W. Beilman, S. Froking, G. M. MacDonald, N. T. Roulet, P. Camill, and D. J. Charman. 2011. "Peatlands and Their Role in the Global Carbon Cycle." *Eos*.
- Zou, Hui Fen, Ying Chao Fei, Lei Zhao, and Jin Xiang Fu. 2012. "Brief Analysis of the Sludge Bio-Drying Process." *Advanced Materials Research* 610–613:169–72.