

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**



**Vliv revitalizace vodního režimu na emise oxidu
uhličitého z degradovaného rašeliniště**

Bakalářská práce

Eliška Janská

Školitelka: Mgr. Zuzana Urbanová

České Budějovice 2011

Janská E. (2011) Vliv revitalizace vodního režimu na emise oxidu uhličitého z degradovaného rašeliniště

[Effect of water regime restoration of degraded peatland on carbon dioxide emissions, Bc. Thesis, in Czech], 30 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic

Anotace:

Tato práce představuje návrh projektu, který se zabývá vlivem revitalizace na emise oxidu uhličitého z revitalizovaného rašeliniště. Cílem projektu je vytvoření modelu a kalkulace sezónní bilance uhlíku revitalizovaného rašeliniště.

Annotation:

This thesis represent a project proposal focused on the effect of water regime restoration of degraded peatland on the carbon dioxide emissions. The aim of the project is to create a model of carbon balance on restored peatland.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 14. prosince 2011

.....

Eliška Janská

Název:

Vliv revitalizace vodního režimu na emise oxidu uhličitého z degradovaného rašeliniště

Shrnutí projektu:

Rašeliniště jsou mokřadní ekosystémy známé svou schopností dlouhodobě akumulovat uhlík. Zásoby uhlíku v rašeliništích dosahují přibližně 2/3 celosvětového uhlíku vázaného v půdách, což představuje vzhledem k jejich malé rozloze (přibližně 3% zemského povrchu) významný podíl. Rašeliniště jsou také významným biotopem pro některé vzácné druhy rostlin a živočichů. Naopak odvodnění a těžba rašeliniště vedou k narušení jeho přirozených funkcí a to zejména akumulace uhlíku, živin a vody. Tyto antropogenní zásahy se však negativně promítají i ve struktuře vegetace a celkové biodiverzitě. Odvodněním se z rašelinišť může stát významný zdroj CO₂ do atmosféry. V posledních desetiletích jsou realizovány revitalizace těchto vzácných biotopů, které by měly vést k obnově původních funkcí rašeliniště. Obnovení hydrologického režimu a vegetačního pokryvu, je klíčový faktor k obnovení původních přírodních procesů a snížení emisí CO₂. Důležitými faktory ovlivňující emise CO₂ jsou výška vodní hladiny, dostupnost kyslíku, struktura vegetace, teplota, sluneční záření a celková listová plocha.

V navrhovaném projektu proběhne sběr dat, která poslouží k vypracování modelu celkové roční bilance uhlíku a tím se bude moci zjistit, zda byla revitalizace úspěšná a na rašeliništi se obnovuje akumulační funkce. Na základě naměřených dat se pro každou měřenou plochu sestaví model a vypočítá celková bilance CO₂-C pro každou lokalitu. Tím se zjistí, zda jednotlivé lokality odpovídají svému charakteru. Získané výsledky mohou být použity pro další výpočty bilance uhlíku v rašeliništích a přispět k dosavadním znalostem o revitalizacích rašelinišť.

Poděkování:

Můj největší dík, při psaní této práce, patří mé školitelce Mgr. Zuzaně Urbanové za odborné i stylistické vedení práce a nemalý čas se mnou strávený. Dále bych ráda poděkovala všem mým přátelům, jmenovitě Pét'ovi a Páje, za cenné rady a připomínky. Nemalý dík patří také mojí rodině za podporu a trpělivost.

Obsah

1. Současný stav poznání.....	1
1.1. Úvod.....	1
1.1.1. Problematika a cíle.....	1
1.1.2. Cyklus uhlíku.....	1
1.1.3. Rašeliniště.....	3
1.2. Toky uhlíku v rašeliništi.....	4
1.2.1. Zdroje uhlíku v rašeliništi a vegetace rašeliniště.....	4
1.2.2. Emise CO ₂	5
1.2.3. Bilance uhlíku.....	6
1.2.4. Faktory ovlivňující asimilaci a emise CO ₂	6
1.2.4.1. Vlhkost půdy.....	6
1.2.4.2. Dostupnost kyslíku.....	7
1.2.4.3. Teplota.....	8
1.2.4.4. Sluneční záření.....	9
1.2.4.5. Celková listová plocha.....	9
1.2.4.6. Typ a stáří rašeliniště.....	10
1.3. Zásahy do rašelinišť.....	10
1.3.1. Vliv odvodnění a těžby rašeliniště.....	10
1.3.2. Vliv revitalizace rašelinišť.....	11
1.4. Metody měření emisí CO ₂	13
1.5. Modelování toků CO ₂	13
1.6. Závěr.....	14
2. Projekt.....	16
2.1. Cíl.....	16
2.2. Hypotéza.....	16
2.3. Návrh projektu.....	16
2.3.1. Charakteristika lokalit.....	16
2.3.2. Terénní měření.....	17
2.3.3. Laboratorní pokusy.....	18
2.3.4. Časový plán projektu.....	19
2.3.5. Finanční náklady.....	19
2.4. Očekávané výstupy projektu.....	20
3. Literatura.....	21

Seznam použitých zkratk

C	(carbon)	uhlík
CO₂	(carbon dioxide)	oxid uhličitý
CH₄	(methane)	metan
DOC	(dissolved organic carbon)	rozpuštěný organický uhlík
GPP	(gross primary production)	hrubá primární produkce
NPP	(net ecosystem exchange)	čistá primární produkce
NEP	(net ecosystem production)	čistá produkce ekosystému
NEE	(net ecosystem exchange)	čistá výměna ekosystému
PAR	(Photosynthetically active radiation)	fotosynteticky aktivní záření

1. Současný stav poznání

1.1. Úvod

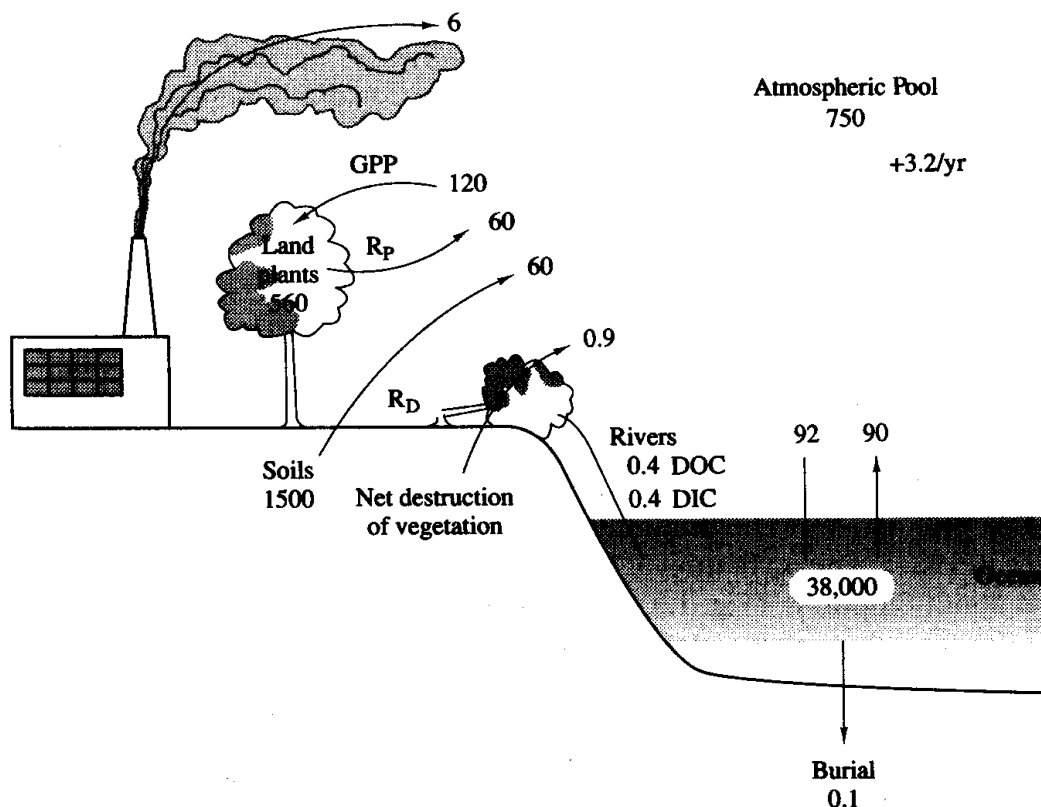
1.1.1. Problematika a cíle

Rašeliniště jsou jednou z hlavních zásobáren uhlíku. V nenarušeném rašeliništi převažuje akumulace organické hmoty nad jejím rozkladem. Naopak narušením přirozených funkcí rašelinišť (změnou klimatu, odvodněním, těžbou) může dojít k uvolňování nahromaděného uhlíku v podobě CO₂ zpět do atmosféry. Hlavními otázkami této práce je zjistit

- jaké jsou zdroje emisí CO₂ v ekosystému rašeliniště (rostliny, půdní organická hmota, mikrobiální společenstvo, živočichové)
- jaký vliv má změna vodního režimu (odvodnění/zaplavení) na mikroorganismy, rostliny a na celkové emise CO₂ z půdy
- jak je ovlivněna celková bilance uhlíku v rašeliništi po revitalizaci jeho vodního režimu.

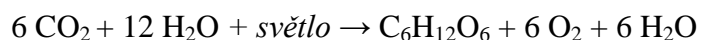
1.1.2. Cyklus uhlíku

Koloběh uhlíku je biochemický proces, při kterém uhlík koluje mezi biosférou, hydrosférou, atmosférou a pedosférou (Obr. 1). Hlavním a největším zásobníkem CO₂ jsou oceány ($38\,000 \cdot 10^{15}$ g C), padesátkrát méně CO₂ je obsaženo v atmosféře ($750 \cdot 10^{15}$ g C). Mezi těmito zásobníky dochází k výměně CO₂, kdy jeho část se rozpouští do vody z atmosféry a část se uvolňuje z oceánu do atmosféry. Rozpouštění CO₂ v oceánu dovede například částečně vyrovnávat emise CO₂ způsobené lidskou činností. Tyto děje jsou ale za normálních okolností v rovnováze a nemají významný vliv na suchozemské ekosystémy (Schlesinger, 1997).



Obr. 1: Globální cyklus uhlíku. Všechny zásobníky jsou vyjádřeny v 10^{15} g uhlíku a všechny roční toky v 10^{15} g uhlíku za rok (převzato ze Schlesinger, 1997).

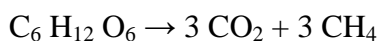
Dalším zásobníkem je uhlík vázaný v živých organismech. Do tohoto zásobníku se uhlík dostává při fotosyntéze, kdy rostliny fixují atmosférický CO_2 do organických sloučenin:



Množství tohoto uhlíku se označuje jako hrubá primární produkce (GPP). Asi polovina je však okamžitě uvolněna zpět do atmosféry jako CO_2 při respiraci rostlin:



Část uhlíku může být uvolněna do atmosféry také ve formě CH_4 , který vzniká v anaerobních podmínkách:



Množství uhlíku, které zůstane uložené v biomase rostlin, se nazývá čistá primární produkce (NPP). Rostliny jsou však teprve prvním článkem potravního řetězce. Uhlík prochází postupně dalšími články potravního řetězce, včetně rozkladačů, kteří ho uvolní při respiraci zpět do atmosféry. Uhlík, který poté zůstane zabudovaný v biomase, se nazývá čistá produkce ekosystému (NEP) nebo také bilance ekosystému. Čistá výměna ekosystému (NEE) zahrnuje i anorganický uhlík, který se do systému mohl dostat např. vyplavením nebo zvětráváním hornin (Mitsch and Grosholz, 2007).

Rozklad organické hmoty výrazně ovlivňují podmínky prostředí, především teplota, půdní vlhkost, pH, aerace půdy a přítomnost půdních rozkladačů. Pokud je ekosystém v rovnováze jeho bilance je neutrální. To znamená, že takové množství uhlíku, které ekosystém přijme, také uvolní. Pokud fixace uhlíku v ekosystému dlouhodobě převažuje nad respirací a uhlík se zde akumuluje, mluvíme o kladné bilanci ekosystému (tzv. *sink*). V opačném případě je systém zdrojem uhlíku (tzv. *source*) (Alm et al., 2007a; Roulet et al., 2007).

1.1.3. Rašeliniště

Rašeliniště jsou nejrozšířenějším typem stále nebo periodicky zaplavovaných mokřadních ekosystémů s vodní hladinou těsně pod povrchem. Pokrývají zhruba 400 milionů ha, což představuje přibližně 3% zemského povrchu. Nejvíce se vyskytují v boreálním pásmu severní polokoule (Kanada, Rusko a Finsko), kde jsou ideální podmínky pro vznik rašelinišť s chladným a vlhkým klimatem. Avšak i v tropické oblasti se vyskytují rašeliniště a představují přibližně 10-12% rozlohy světových rašelinišť. Nachází se hlavně v jihovýchodní Asii, Karibských ostrovech, Střední Americe, Jižní Americe a jižní Africe (Strack, 2008). V České Republice se nachází okolo 30 tisíc ha rašelinišť (Spitzer and Bufková, 2008).

Obecně jsou rašeliniště rozdělovány na 2 základní typy: slatiniště a vrchoviště (např.: Mitsch and Grosholz, 2007). Slatiniště, tzv. minerotrofní rašeliniště, získávají vodu a tedy i živiny z povrchové či podzemní vody a srážek. Druhým typem jsou vrchoviště, která jsou oligotrofní (chudá na živiny), protože zdrojem vody jsou pouze dešťové srážky. Je zde nízké pH (přibližně pH 4) a nižší aktivita mikroorganismů.

Od ostatních ekosystémů se rašeliniště liší především primární produkcí rostlin, která je zde v porovnání s nimi nízká. Zároveň je ale primární produkce vyšší než rozklad a dochází tak k akumulaci organické hmoty. Rozklad organické hmoty je zpomalen

především sníženou dostupností kyslíku, ale i nízkým pH, chladným a vlhkým klimatem a dalšími faktory (Gorham, 1991; Brady and Weil, 2002; Charman, 2002).

Půdy rašelinišť představují díky akumulaci schopnosti dlouhodobý zásobník uhlíku, ve kterém je uloženo přibližně dvojnásobné množství uhlíku, než v atmosféře. Uhlík je zde zastoupen jak ve formě organického uhlíku v biomase rostlin, živočichů, mikroorganismů a kořenových exudátů, tak v anorganické formě jako CO₂ v půdním vzduchu a rozpuštěný ve vodě. Tímto představuje půda velmi komplexní zásobník uhlíku (Rydin and Jeglum, 2006).

1.2. Toky uhlíku v rašeliništi

1.2.1. Zdroje uhlíku v rašeliništi a vegetace rašeliniště

Hlavním proces, kterým se uhlík dostává do rašeliniště, je fixace atmosférického CO₂ při fotosyntéze do biomasy rostlin, ze které se po jejich odumření postupně stává rašelina (např. Gorham, 1991; Turunen et al., 2001; Alm et al., 2007a). Dalším zdrojem uhlíku mohou být srážky a voda přitékající do rašeliniště z jiného stanoviště. Tento uhlík přichází ve formě rozpuštěného organického uhlíku (DOC) (Moore, 2003; Roulet et al., 2007).

Na fixaci CO₂ se podílí především rod rašelíník (*Sphagnum*), který často představuje dominantní rostlinnou biomasu rašelinišť. Rašelíníky aktivně přispívají k okyselení prostředí, jejich tkáň jsou pro svou specifickou strukturu jen těžko rozložitelné a nepředstavují ani potravu pro žádné živočichy (Lipens and Berendse 2003; Rydin and Jeglum, 2006). Dalšími rostlinami, které můžeme nalézt na rašeliništi, jsou různé druhy šáchorovitých (*Cyperaceae*) (především ostřice a suchopýry), dále pak trávy (*Poaceae*) (rákos, bezkoleneček) a další byliny. Velmi hojně zastoupenou skupinou rostlin na rašeliništích jsou keříčky z čeledi vřesovcovitých (*Ericaceae*) (rojovník, vlohyně, borůvka, klikva, šicha, vřes atd.). Na některých typech rašelinišť mohou být dominantní stromy (bříza, smrk, borovice) (Rydin and Jeglum, 2006; Spitzer and Bufková, 2008).

Rašeliniště jsou v našich podmínkách vzácným a ohroženým biotopem, a proto rostliny, které se na tento biotop specializovaly, patří často mezi ohrožené a chráněné druhy, například rosnatka okrouhlohlístá (*Drosera rotundifolia*), blatnice bahenní (*Scheuchzeria palustris*), rojovník bahenní (*Ledum palustre*), tolije bahenní (*Parnassia palustris*), bříza trpasličí (*Betula nana*). Některé z těchto druhů rostlin jsou na Šumavě označovány jako glaciální relikty (Procházka and Štech, 2002; Spitzer and Bufková, 2008).

1.2.2. Emise CO₂

Uhlík se z rašeliniště uvolňuje v několika různých podobách – emisemi CO₂, emisemi CH₄ a vyplavováním DOC (Rydin and Jeglum, 2006; Alm et al., 2007a; Moore, 2003). CO₂ vzniká aerobní respirací a při metanogenezi.

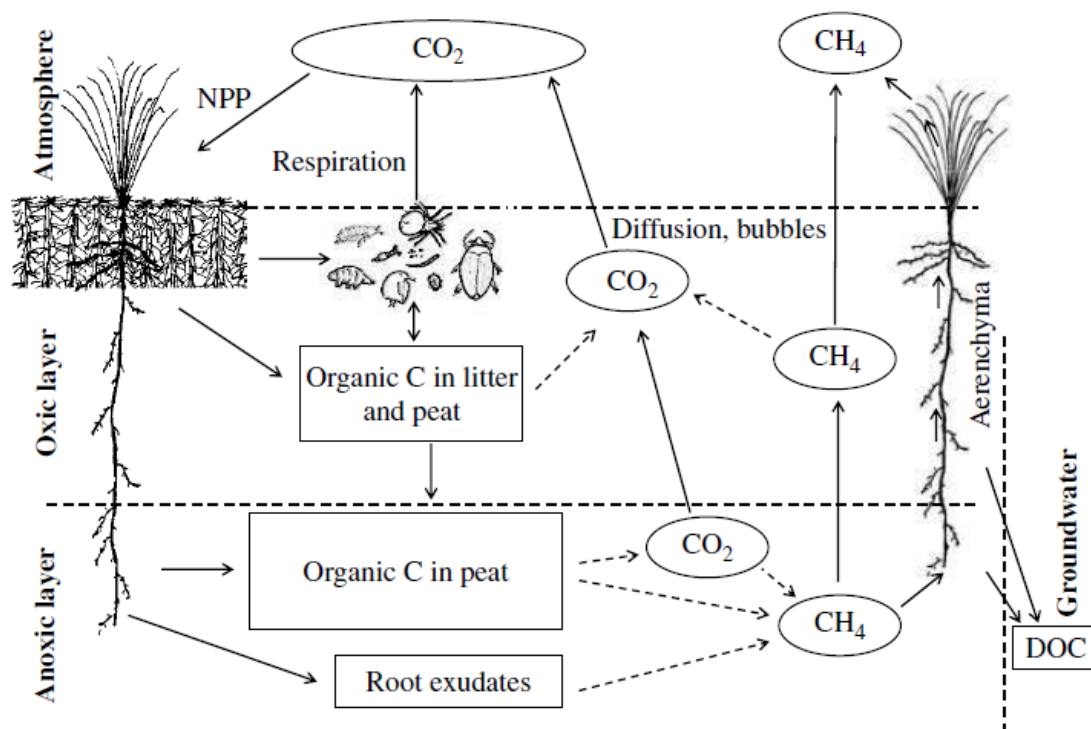
U aerobní respirace musíme zohlednit 3 druhy respirace:

- respirace rostlin zahrnující dýchání listy a kořeny
- mikrobiální respirace mikroorganismů (bakterií a hub), které doprovází rozkladné procesy organické hmoty
- živočišná respirace zahrnující dýchání větších heterotrofních organismů v půdě (Alm et al., 1999b; Kayranli et al., 2010).

CO₂ vzniká také přeměnou z CH₄ na rozhraní aerobní a anaerobní zóny, kde metanotrofní bakterie oxidují CH₄ na CO₂ (Rydin and Jeglum, 2006; Kayranli et al., 2010).

Dále CO₂ vzniká v průběhu metanogeneze, ale v mnohem menší míře než při aerobních procesech (Kayranli et al., 2010).

CO₂ je z půdy uvolňován difuzí a část uhlíku se rozpouští ve vodě. Uhlík může být částečně odplavován podzemní vodou ve formě DOC. Toky uhlíku v rašeliništi a jeho rozdělení na aerobní a anaerobní vrstvu zobrazuje Obr. 2.



Obr. 2: Tok uhlíku v rašeliništi. Převzato z Rydin and Jeglum, 2006.

1.2.3. Bilance uhlíku

V boreálních a subarktických rašeliništích je uhlík akumulován od posledního glaciálu (zhruba 10 tisíc let) a celosvětově představuje hlavní zásobárnu půdního uhlíku, CO₂ a zdroj atmosférického CH₄ (Gorham 1991). Celkové zásoby uhlíku v rašeliništích jsou odhadovány na 455 Pg (10¹⁵g) (Gorham, 1991). Podle výpočtu Gorhama (1991) je z celkového množství uhlíku v rašeliništi 98,5% obsaženo v rašelině a pouze 1,5% v živé vegetaci rašeliniště. Celkový obsah organických látek v rašelině může být až 65%, minerální podíl pak tvoří méně než 25-30% (Charman, 2002).

Odhady průměrné rychlosti dlouhodobé akumulace se liší podle různých studií. Například Gorham (1991) odhaduje rychlost dlouhodobé akumulace na 26-30 g C/m²/rok, zatímco Turunen et al. (2001) na 12-23 g C/m²/rok. Rychlost akumulace je ovlivněna různými faktory, např. stáří rašeliniště, typ rašeliniště či fáze vývoje (Gorham, 1991; Alm et al., 2007a; Kayranli et al., 2010). Průměrná rychlost dlouhodobé akumulace je vyšší na vrchovištích (21 g/m²/rok) než na slatiništích (17 g/m²/rok) (Turunen et al., 2002).

Akumulaci uhlíku lze pro lepší představu vyjádřit také jako podíl z NPP. Billings (1987) udává akumulaci uhlíku 6 – 60 % NPP podle typu rašeliniště.

Rašeliniště není pouze místem, kde se uhlík váže, ale může se stát i jeho zdrojem. Takový případ nastane zejména tehdy, když se změní podmínky prostředí, například v případě změny klimatu, hydrologického režimu nebo vlivem přirozené či antropogenní disturbance prostředí (požár, odvodnění atd.) (Gorham, 1991; Silvola et al., 1996; Alm et al., 1999b; Tuittila et al., 1999; Alm et al. 2007a; Erwin 2009).

1.2.4. Faktory ovlivňující asimilaci a emise CO₂

Většina procesů a přeměn uhlíku probíhá v relativně tenké vrstvě na povrchu rašeliniště (Kayranli et al., 2010). Významnými činiteli, kteří mohou ovlivňovat asimilaci a zároveň produkci CO₂ jsou vlhkost půdy, dostupnost kyslíku, teplota, sluneční záření, celková listová plocha a věk rašeliniště. Tyto faktory jsou navzájem provázány a mohou mít buď přímý, nebo nepřímý vliv. Změna jednoho faktoru může ovlivnit některé další.

1.2.4.1. Vlhkost půdy

Mokřadní půdy jsou zcela nasyceny vodou, což snižuje dostupnost kyslíku. Anaerobní prostředí zpomaluje rozklad organické hmoty a snižuje emise CO₂ (Silvola et al., 1996; Laiho, 2006; Kayranli et al., 2010). Emise CO₂ jsou více závislé na výšce vodní hladiny, než na teplotě (Silvola et al., 1996; Waddington et al. 2002; Chimner and Cooper, 2003).

Chimner and Cooper (2003) naměřil nejnižší hodnoty emisí CO₂ (139 CO₂-C /m²/h), když vodní hladina byla nad povrchem rašeliny. Nejvyšší hodnoty emisí CO₂ byly zaznamenány při snížení vodní hladiny 6-10 cm pod povrch (470 CO₂-C m²/h). Další snižování vodní hladiny už nevedlo ke zvyšování emisí CO₂. Výrazné zvýšení emisí CO₂ v oblasti těsně pod povrchem naznačuje přítomnost nestabilního a lehce oxidovatelného uhlíku v horní vrstvě rašeliny (Chimner and Cooper, 2003). Snížení vodní hladiny způsobí provzdušnění půdního horizontu, dochází k aerobnímu rozkladu a tedy zvýšení emisí CO₂ (Silvola et al., 1996). Silvola (1986) měřil emise na nenarušeném rašeliništi a emise CO₂ se zde zvýšily o cca 300%, když vodní hladina byla 10-60 cm pod povrchem.

Rašeliniště, především vrchoviště, jsou závislá na množství srážek. Sezónní výkyvy ve srážkovém režimu mohou způsobit, že se rašeliniště stane na jednu nebo více sezón zdrojem CO₂ (Alm et al., 1999b; Waddington et al., 2002). Alm et al. (1999b) ve své studii zjistil, že během velmi suchého léta (červenec a srpen), kdy vodní hladina klesla až 15 cm pod úroveň šlenků a 48 cm pod úroveň bultů, zvýšená roční celková respirace převýšila hrubou produkci a ztráta uhlíku byla 4 – 157 g/m². Pokud na rašeliništi pravidelně docházelo každé léto ke kolísání vodní hladiny (minimálně o 20 cm), pak následné odvodnění už nemělo tak výrazný vliv na uvolňování uhlíku jako na rašeliništi se stabilní vodní hladinou, protože část uhlíku už byla uvolněna během sušších období (Laiho, 2006). Extrémní sucho může mít i opačný efekt. Vyschnutí horní vrstvy rašeliny může snížit vlhkost natolik, že rozkladné procesy zde budou probíhat v minimálním rozsahu (Laiho, 2006).

V důsledku globálního oteplování můžeme očekávat změny ve srážkovém režimu, které mohou způsobit větší kolísání vodní hladiny. Jiné rozložení srážek v průběhu roku může způsobit častější přísušky a vést ke změně vegetační struktury a tedy i ke změně toků CO₂ (Erwin, 2009).

1.2.4.2. Dostupnost kyslíku

Hlavním faktorem, který omezuje rozklad odumřelé organické hmoty, je množství kyslíku. Dostupnost kyslíku je ovlivněna především výškou vodní hladiny, která rozděljuje profil rašeliniště na aerobní a anaerobní vrstvu. V anaerobních podmínkách probíhá rozklad organické hmoty jen minimálně (Alm et al., 2007a; Kayranli et al., 2010).

Některé cévnaté rostliny mají speciální provzdušňovací pletivo aerenchym vedoucí z listů přes stonek až do kořenů. Aerenchym umožňuje transport kyslíku ke kořenům až do anaerobních částí půdního profilu. Díky němu mohou rostliny kořenit i hluboko

v anaerobní zóně (Rydin and Jeglum, 2006). V okolí kořenů pak může vznikat oblast, kde je dostupný kyslík pro mikroorganismy, kteří ho využívají k dýchání a kořenové exudáty jako zdroj energie. Zvyšují tak rychlost rozkladu organické hmoty v této zóně a produkují CO₂. Tento jev může mít až tak silný vliv, že může potlačit metanogenezi (Boose and Frenzel, 1997).

Mezi hlubokokořenící rostliny patří například d'áblík bahenní (až 70 cm), ostřice plstnatoplodá (75 cm), přeslička poříční (80 cm), suchopýr úzkolistý (80 cm), rákos obecný (100 cm), ostřice zobánkatá (240 cm). Přesto ale 50 – 80% biomasy kořenů je v horních 10 cm půdního profilu (Rydin and Jeglum, 2006).

Další strategií rostlin, jak si udržet aerobní prostředí v okolí kořenů je vytváření tzv. bultů, kopečků, které tím, že jsou mírně vyvýšeny nad povrch rašeliniště, jsou stále provzdušněné. To je charakteristické především pro keříčky, které nemají pletiva s aerenchymem (Rydin and Jeglum, 2006).

1.2.4.3. Teplota

Teplotní režim a toky energie v ekosystému jsou ovlivněny výškou vodní hladiny, vegetačním pokryvem a jeho strukturou (Rydin and Jeglum, 2006; Waddington et al., 2010). Teplota výrazně ovlivňuje respiraci jak rostlin, tak mikroorganismů a tato závislost je většinou exponenciální (Laine et al., 2009). Teplotní optimum fotosyntézy pro rostliny rašelinišť mírného pásu je okolo 20°C (Sandford, 1979). Respirace ekosystému probíhá po celý rok, zatímco fotosyntéza pouze ve vegetačním období. Proto, aby v ekosystému docházelo k akumulaci organické hmoty, musí být fotosyntéza natolik efektivní, aby byla schopná pokrýt celkové roční ztráty způsobené respirací (Roulet et al., 2007).

Současný zájem o klimatické změny a jejich vliv na globální toky uhlíku spustil množství výzkumů, které se zaměřují na vliv teploty na fungování rašelinišť. S rostoucí globální teplotou se předpokládá, že se severská rašeliniště stanou významným zdrojem CO₂ nebo CH₄, a že se sníží jejich schopnost akumulace uhlíku. Pokusy, které simulují tuto situaci, však v praxi ukazují, že předpokládané zvýšení fotosyntézy a mikrobiálních půdních procesů není tak jednoznačné. Ukázalo se, že mnohem větší vliv než teplota má výška vodní hladiny (Silvola et al. 1996; Alm et al. 1999b; Rydin and Jeglum, 2006; Samaritani et al., 2011). Přesto Freeman et al. (2004) zjistili, že se zvyšující teplotou se také zvyšuje aktivita fenol oxidáz, které spouští řetězovou reakci štěpící lignin a huminové látky a tím se zrychluje rozklad rašeliny.

Dalším důsledkem globálního oteplování mohou být zimy s malou sněhovou pokrývkou, která bude častěji roztávat během zimy. Nižší teplota půdy způsobená odtátím sněhové pokrývky povede k menší aktivitě mikroorganismů ve vrchní části půdního profilu. Tyto zimy mohou vést k nižší půdní teplotě a snížit emise CO₂ (Alm et al., 1999a).

Silvola et al. (1996) ve svých pokusech pozoroval vliv zvýšení teploty o 2-4°C, které může vést ke zvýšení toku uhlíku o 30-60%. Rostoucí teplota společně s klesající hladinou vody vedou ke zvýšenému uvolňování CO₂ z půdy, avšak pokles hladiny vody pod více jak 40 cm může být pro další rozklad limitující.

Podíl zimní respirace na celkové roční výměně CO₂ představuje 21 - 23 % (Alm et al., 1999a). Alm et al. (1999a) odhaduje, že zimní emise CO₂ z vrchoviště byla v průměru 25% z celkového ročního podílu a z minerotrofního rašeliniště byla 14%. Vyšší emise na vrchovišti byla pravděpodobně kvůli rozdílnému vegetačnímu pokryvu (na vrchovišti převládá těžko rozložitelný rašeliník na rozdíl od minerotrofního rašeliniště, kde převládá porost lehce rozložitelného rákosu). Větší ztráty uhlíku jsou zaznamenány také na odvodněných a zalesněných minerotrofních rašeliništích.

1.2.4.4 Sluneční záření

Sluneční záření přímo ovlivňuje fotosyntézu. Vztah mezi fotosyntézou a zářením je popsán křivkou Michaelis-Mentenové (např. Alm et al., 1997). S klesajícím slunečním zářením se snižuje fotosyntéza a tím i poutání uhlíku do ekosystému. Při úplném zastínění přestávají rostliny fotosyntetizovat a probíhá pouze respirace. Sluneční záření má velkou sezónní ale i meziroční variabilitu, což se může odrazit v sezónních tocích uhlíku (např. Silvola, 1986; Alm et al., 1999b).

Sezónní změny v produkci ekosystému jsou závislé na míře ozáření. Největší produkce ekosystému je v první polovině července, kdy je míra ozáření nejvyšší. Poté už se produkce pouze snižuje. Produkce závisí také na listové ploše, která je v tomto období největší (Alm et al., 1999b).

1.2.4.5. Celková listová plocha

Na rašeliništích můžeme rozlišit dva základní funkční typy rostlin a to opadavé a stálezelené. Každá skupina má jinou strategii využití slunečního záření. Trávy, ostřice ale i některé keřičky mají pouze jednoleté listy, takže na jaře postupně narůstají, během léta mají největší plochu a tedy i největší fotosyntetickou aktivitu, ale na podzim odumírají. Doba, kdy vážou CO₂ z atmosféry je sice kratší, ale o to intenzivnější. Rostliny se

stálezelenými listy jako je suchopýr pochvatý a mnoho druhů keříčku (*Ericaceae*) efektivně prodlužují období asimilace CO₂ do ekosystému, protože jsou aktivní již od doby, kdy odtaje sněhová pokrývka (Aurela et al., 2004). Některé listy mají kulatý tvar v průřezu, čímž se zvyšuje jejich listová plocha a tím i účinnost poutání CO₂ i při různém úhlu ozáření oproti rostlinám s plochými a širokými listy (Rydin and Jeglum, 2006).

Se zvětšujícím se vegetačním pokryvem se zvyšuje fixace CO₂ (Waddington et al., 2010). Na začátku vegetační sezóny stále ještě převažuje respirace nad fotosyntézou, ale postupně s vývojem vegetace a se zvětšováním listové plochy začne převažovat asimilace uhlíku do ekosystému. V průběhu června až srpna je bilance ekosystému kladná a během září, kdy vegetační sezóna končí a listy rostlin odumírají, se zase rašeliniště stávají zdrojem CO₂ (Griffis et al. 2000).

1.2.4.6. Typ a stáří rašeliniště

Většina rašelinišť prochází postupným vývojem již od holocénu (zhruba před 10 tisíci lety). V průběhu tohoto vývoje se mění rychlost akumulace živin a organické hmoty (Gorham ,1991). Vývoj rašeliniště probíhá zpravidla postupným zarůstáním, okyselováním a změnou vegetace od živinami bohatších slatin přes minerotrofní rašeliniště až po oligotrofní vrchoviště. Během tohoto vývoje rašeliniště odrůstá minerálnímu podkladu a ochuzuje se tím o živiny, které zůstávají navázané v nerozložené organické hmotě (Turunen et al., 2001). Akumulační rychlost je rozdílná pro různé typy rašelinišť. Největší je u mladého otevřeného vrchoviště, protože je tam největší biomasa rašeliničku, který je schopen organickou hmotu více akumulovat než ostatní rostliny. V dalším vývoji se rychlost akumulace postupně snižuje (Gorham, 1991).

Přirozený proces akumulace může být krátkodobě i dlouhodobě narušen. Krátkodobé narušení nastává zejména při sezónních změnách (extrémně suché × vlhké roky), kdy následky mohou přetrvat do následující sezóny. Dlouhodobé změny nastávají především vlivem změn klimatu a lidskou činností (odvodnění, těžba) (např. Tuittila et al., 1999; Waddington et al., 2002; Alm et al., 2007a).

1.3. Zásahy do rašelinišť

1.3.1. Vliv odvodnění a těžby rašeliniště

Odvodnění narušuje přirozenou schopnost rašeliniště vázat vodu, živiny a akumulovat organickou hmotu. Narušení hydrologického režimu způsobí změnu vegetačního pokryvu (Minkkinen et al. 1999; Tuittila et al., 1999).

Rašeliniště se odvodňují a těží zejména kvůli získávání rašeliny (Tuttila et al., 1999; Petrone et al., 2001), která je využívána zejména v zahradnictví, zemědělství a v minulosti také jako palivo. V severských zemích (zejména Finsko, Kanada) se rašeliniště odvodňují z lesnických důvodů (Silvola, 1986; Laiho and Laine, 1997; Minkkinen et al. 1999). Podle Bragg and Lindsay (2003) více než polovina evropských států ztratila přes 90% původních rašelinišť, v České republice je ztráta odhadována na 55%.

Odvodnění rašeliniště vede k narušení hydrologického režimu, hladina vody je snížena o několik desítek centimetrů a tím se sníží půdní vlhkost v horním profilu rašeliniště. Také dochází k výraznému kolísání vodní hladiny až o několik desítek centimetrů oproti přirozenému hydrologickému režimu (Waddington et al., 2002). Vlivem odvodnění se zvětší aerobní vrstva, probíhá zde rychlejší rozklad a je dostupné větší množství živin (Silvola et al., 1996; Waddington et al., 2002).

Důsledkem poklesu vodní hladiny je ztráta akumulací schopnosti rašeliny a uvolnění vázaného CO₂ do atmosféry (Silvola et al., 1996; Alm et al., 2007a). Zároveň dochází k poklesu emisí CH₄ (Tuttila et al., 1999; Alm et al., 2007a; Waddington et al., 2010). Odvodněním rašeliniště se často zvyšuje vyplavování DOC (Rydin and Jeglum, 2006).

Z pohledu vegetace je důležitým faktorem, zda bylo rašeliniště pouze odvodněné, nebo i odtěžené. Na odvodněném rašeliništi ustoupí stávající mokřadní rostliny a expandují traviny a stromy a lesní druhy mechorostů. Na odtěženém rašeliništi je odstraněna horní vrstva rašeliny včetně vegetace. Zůstane zde pouze holá rašelina bez vegetativních částí rostlin a bez semenné banky. Navíc tmavá barva a chybějící zástin výrazně zvyšují teplotu povrchu, která znesnadňuje uchycení vegetačního pokryvu (Rochefort et al., 2003). Sukcese na odtěžených a opuštěných rašeliništích bez vegetace je problematická a obnovení porostu rašeliničku a procesu tvorby rašeliny je velmi náročné (Waddington et al., 2002).

Naopak Minkkinen et al. (1999) zjistili, že na lesních rašeliništích jsou ztráty uhlíku z rašeliny po odvodnění kompenzovány zvýšenou produkcí rostlinné biomasy a proto se odvodňování často účelově využívá k rychlejšímu růstu dřevní hmoty.

1.3.2. Vliv revitalizace rašelinišť

Revitalizace rašeliniště je proces, jehož cílem je navrácení funkcí ekosystému do stavu před jeho narušením. Jde zejména o schopnost akumulace vody a tvorby rašeliny, dále obnova původního rostlinného společenstva, menší vyplavování DOC a snížení eroze.

Za úspěšnou revitalizaci považujeme, pokud se minimalizuje dopad odvodnění a těžby (Vasander et al., 2003; Waddington et al. 2010).

Podle různých studií se liší odhady, za jak dlouho je rašeliniště schopné vrátit se do původní role vazače uhlíku. Waddington et al. (2010) uvádí dobu 6 – 10 let po revitalizaci pro obnovu akumulace uhlíku na odtěženému a opuštěnému rašeliništi, Tuittila et al. (1999) uvádí pouhé 3 roky. Zajímavý je odhad Cleary et al. (2005), který tvrdí, že akumulace uhlíku sice může nastat již v kratším časovém úseku, ale obnovit zásobník uhlíku do původního rozsahu bude trvat přibližně 2000 let.

Samaritani et al. (2011) sledovali změnu vegetačního pokryvu a rozdíly emisí CO₂ na odtěžených rašeliništích. Rašeliniště odtěžené před 29 lety mělo celkové NEE stále negativní (-40 g CO₂-C/m²), zatímco v místech odtěžených před 51 lety byla NEE pozitivní (209 g CO₂-C/m²). Z těchto výsledků vyplývá, že 50 let po odtěžení dojde k obnově porostu rašeliníku, což postačí k navrácení akumulační funkce rašeliniště.

Obnova hydrologického režimu je tedy hlavní předpoklad k tomu, aby se i ostatní podmínky prostředí navrátily do původního režimu. Prvním krokem revitalizací je zahrazení odvodňovacích příkopů, což zvýší vodní hladinu (Tuittila et al., 1999). V případě odvodněného rašeliniště je tento jediný krok mnohdy dostačující. Na odtěžených rašeliništích se někdy provádějí doplňující zásahy, např. použití mulče nebo umělé hloubení jezírek (Price et al., 1998; Rochefort et al., 2003).

Zavodněním se zmenší mocnost aerobní vrstvy, sníží se rozklad, celková respirace, emise CO₂ a začne se akumulovat uhlík. (Tuittila et al., 1999; Waddington et al. 2010). Tuittila et al. (1999) již 2 roky po zaplavení naměřila na stále zaplavených místech kladnou roční bilanci rašeliniště (9,1 g CO₂-C/m²). Waddington et al. (2010) udává na odtěženém rašeliništi bilanci ekosystému 2 roky po zaplavení dokonce 20 CO₂-C/m². Po zaplavení rašeliniště (2-3 roky) ale může dojít ke krátkodobému zvýšení emisí CO₂. Toto přechodné zvýšení je způsobeno především odumřením stávající vegetace. Jakmile ale vyrostou nová rašeliništní vegetace, ekosystém opět začne vázat CO₂ (Tuittila et al., 1999).

Waddingtonovy et al. (2010) výsledky jasně ukazují, že nerevitalizovaná území jsou stále zdrojem CO₂ oproti revitalizovaným, kde se produkce CO₂ snížila více než desetkrát (1 rok 245,5g C/m² oproti 20g C/m²).

1.4. Metody měření emisí CO₂

Měření emisí plynů se provádí dvěma základními metodami, kterými jsou mikrometeorologická metoda Eddy covariance a měření pomocí komor (tzv. static chamber method) (např. Alm et al., 2007b).

Mikrometeorologická metoda Eddy covariance je metoda využívající turbulentní transport mezi zemským povrchem a atmosférou. Měří přímo čistou výměnu ekosystému (NEE). Měřicí systém se skládá z věže, na které je umístěn ultrazvukový anemometr, který měří rychlost větru a zároveň se používá pro měření emisí. Poskytuje kontinuální měření po celý rok a používá se spíše pro rozsáhlejší homogenní ekosystémy (např. severská rašeliniště, lesní ekosystémy). Výhodou je relativně malá údržba a minimální narušení ekosystému. Nevýhodou jsou vysoké pořizovací náklady a v případě nepříznivého počasí (inverze) i nepřesné údaje (Alm et al., 2007b; Kolari, 2010).

Pomocí komor se měří NEE a celková respirace ekosystému. Komory se využívají pro okamžité měření na malých plochách. Výhodou je přesné měření a možnost měření mikrohabitátů. Výhodou je také možnost provádění tzv. manipulativních pokusů, kdy pomocí částečného nebo úplného odstranění vegetace lze měřit toky CO₂ pro jednotlivé složky ekosystému. Nevýhodou je narušení ekosystému instalací podstavců, které mohou ovlivnit měřenou plochu, náročná manipulace při měření a časová náročnost (Alm et al., 2007b).

1.5. Modelování toků CO₂

Modelování toků je nedílnou součástí všech studií zabývajících se měřením toků CO₂ v ekosystémech. Na základě naměřených toků CO₂ in situ a environmentálních parametrů můžeme zrekonstruovat toky CO₂ pro celou vegetační sezónu či celý rok.

K sestavení modelu fotosyntézy a respirace je potřeba otestovat a matematicky popsat vztah mezi toky CO₂ (fotosyntéza a respirace) a jednotlivými proměnnými prostředí jako je záření, listová plocha, teplota vzduchu a půdy, hladina vody atd. Jednotlivé proměnné jsou samostatně testovány a ty, které vysvětlují nejvyšší procenta variability toků CO₂, jsou pak použity v rovnici fotosyntézy či respirace. Různé přístupy jsou používány při parametrizaci modelu. Model může být parametrizován pro každou odběrovou plochu (komoru) samostatně (např. Tuittila et al., 2004; Laine et al., 2009). Pokud je vegetace v odběrových plochách homogenní, mohou být tyto plochy seskupeny a model parametrizován přímo pro konkrétní vegetační skupinu (Alm et al., 1997; Riutta et al., 2007). V některých případech může být použit jeden model i pro celou studovanou lokalitu (Bubier et al., 1999).

Výpočet výměny CO₂ je založen na nelineárním regresním modelu, který je sestaven a parametrizován pro každou plochu či homogenní skupiny tak, abychom vysvětlili co nejvíce variability (Tuittila et al., 2004; Laine et al., 2009).

V základní podobě modelu fotosyntézy jsou jako vysvětlující proměnné použity záření a listová plocha. Vztah mezi fotosyntézou a zářením je popsán pomocí rovnice Michaelise-Mentenové, jejímž grafickým vyjádřením je hyperbola. Vztah mezi fotosyntézou a listovou plochou je lineární.

$$P_G = P_{max} * PAR / (k + PAR) * VGA$$

kde P_{max} představuje maximální rychlost fotosyntézy a parametr k je roven záření, kdy fotosyntéza dosahuje poloviny svého maxima. PAR je fotosynteticky aktivní záření a VGA je listová plocha.

V modelu fotosyntézy mohou být dále použity teplota vzduchu či hladina vody, jejichž vztah k fotosyntéze má často podobu Gaussovy křivky s definovaným optimem.

V modelu respirace jsou jako proměnné používány teplota vzduchu či půdy, dále pak listová plocha a hladina vody. Vztah mezi respirací a teplotou je nejčastěji popsán exponenciální funkcí, vztah mezi respirací a listovou plochou a hladinou vody je obdobný jako u fotosyntézy (Laine et al., 2009).

Výsledná rekonstrukce toků CO₂ v průběhu vegetační sezóny se počítá s hodinovým krokem. K tomuto účelu je potřeba mít data kontinuálně měřené teploty vzduchu, teploty půdy, záření a hladiny vody. Kontinuální data pro listovou plochu jsou domodelována na základě terénních měření v průběhu sezóny. Důležitým krokem je také porovnání měřených a modelovaných hodnot, které může ukázat na případné nedostatky modelu (nadhodnocování, podhodnocování).

Z modelovaných hodnot pro každou hodinu se spočítá celková sezónní či roční bilance toků uhlíku v ekosystému.

1.6. Závěr

Odvodnění je významným zásahem do ekosystému rašelinišť, protože změny podmínky nutné pro fungování rašeliniště. Snížení vodní hladiny vede k prozdušnění svrchní části půdního porfilu, čím zpřístupní dříve nedostupné živiny pro mikroorganismy rozkládající půdní organickou hmotu. Respirace mikroorganismů je v tomto případě významným zdrojem CO₂. Změna hydrologického režimu a vyšší dostupnost živin je následováno změnami ve vegetační struktuře rašeliniště a to vše se odráží v tocích uhlíku a celkové bilanci uhlíku ekosystému.

Cílem revitalizace je navrácení původních funkcí rašelinišť narušených odvodněním či těžbou, tedy zejména akumulace uhlíku, živin a retence vody v krajině. Obnovením hydrologického režimu a vegetačního pokryvu se navrátí schopnost akumulovat uhlík a zvýší se biodiverzita ekosystému. Krátce po zaplavení může dojít i k přechodnému zvýšení emisí CO₂ z důvodu odumření stávající vegetace. Dosavadní studie potvrzují pozitivní vliv revitalizace na toky uhlíku v rašeliništi, avšak doba nutná k obnově původní vegetace a kladné uhlíkové bilance ekosystému je ovlivněna mnoha faktory a je stále předmětem diskusí.

2. Projekt

2.1. Cíl

Změřit toky CO₂ na degradovaném vrchovišti po revitalizaci vodního režimu a porovnat je s toky CO₂ na přirozeném a odvodněném rašeliništi. Na základě získaných dat vyhodnotit vliv revitalizace na emise CO₂ a spočítat celkovou bilanci CO₂-C.

2.2. Hypotéza

Zaplavení rašeliniště by mělo celkově vést k obnovení jeho původního vodního režimu a snížení emisí CO₂. V případě odumření stávající vegetace může přechodně dojít ke zvýšení emisí CO₂.

Během revitalizace očekáváme odumření rostlin okolo odvodňovacích rýh a postupné obnovení původní vegetační struktury.

Celková sezónní bilance CO₂-C by měla být nejvyšší na přirozeném vrchovišti a nejnižší na odvodněném vrchovišti. Revitalizované vrchoviště se může přechodně stát i zdrojem CO₂ avšak v následujících letech po revitalizaci s obnovou vegetace by se měla postupně zvyšovat jeho schopnost akumulovat C.

2.3. Návrh projektu

2.3.1. Charakteristika lokalit

Blatenská slat'

Blatenská slat' je původní neodvodněné vrchoviště nacházející se v oblasti Modravských slatí o rozloze cca 7 ha. Struktura vrchoviště je členitá s množstvím bultů a šlenků, v centrální části vrchoviště se nachází jezírka a okraj je lemován porostem borovice rašelinné (*Pinus x pseudopumilo*). Travnatý porost je tvořen suchopýrkem trstnatým (*Trichophorum caespitosum*) a bulty kyhankou bažinnou (*Andromeda polifolia*) (Urbanová et al., 2011).

Schachtenfilz

Revitalizované vrchoviště se nachází také v oblasti Modravských slatí. Rozloha rašeliniště je 1,2 ha. V otevřené části rašeliniště převládá keříčková vegetace a porosty suchopýrku trstnatého. Je zde zřetelná expanze bezkolence modrého (*Molinia caerulea*) a smrku vlivem předchozího odvodnění. Typické vrchovištní šlenky ani jezírka zde nejsou zastoupeny. Celé rašeliniště je obklopeno porosty rašelinných smrčin. Těleso rašeliniště

protínají tři široké odvodňovací rýhy, které byly přehrazeny v roce 2008 (Urbanová et al., 2011).

Křemelná

Odvodněné vrchoviště se nachází na údolních svazích podél řeky Křemelné. Rozloha je 0,7 ha. Převládají zde keříčkové formace s dominantní vložyní bahenní (*Vaccinium uliginosum*), podél rýh dominují porosty bezkolence modrého (*M. caerulea*) a významně je zde zastoupena i bříza pýřitá (*Betula pubescens*). Celé vrchoviště obklopují hluboké odvodňovací rýhy (Urbanová et al., 2011).

2.3.2. Terénní měření

Terénní měření zahrnuje měření emisí CO₂ pomocí komory (tzv. static chamber method), která bude přímo měřit NEE a respiraci ekosystému. Plastová transparentní komora (přibližně o rozměrech 60 × 60 × 40 cm) je vybavená větráčkem na promíchávání vzduchu a termostatem propojeným s chladičem, který zajišťuje stálou teplotu v komoře (v rozmezí ±1°C s okolní teplotou). Koncentrace CO₂ je měřena přenosným infračerveným plynovým analyzátozem (EGM-4, PP Systém, UK). Soustava také obsahuje čidlo na měření PAR (Wilson et al., 2007). Pro simulaci nižšího ozáření se komory budou přikrývat nejprve postupně 1 – 3 vrstvami tmavé, ale průsvitné tkaniny. Respirace ekosystému bude měřena při úplném zatemnění neprůsvitnou tkaninou.

Na každé lokalitě budou založeny trvalé plochy pro měření toků CO₂, které budou ohraničené plastovým rámem zahloubeným 15 cm pod povrch rašeliny. Tyto plastové rámy jsou vybaveny žlábkem pro usazení komory, který se při měření naplní vodou a zajišťuje tak vzduchotěsnost komory. Trvalé plochy budou ohraničeny dřevěnými chodníky, které minimalizují narušení povrchu a porostu. Měření se bude provádět v průběhu vegetační sezóny (květen až září) ve dvoutýdenních intervalech v letech 2013-2015.

Na každé lokalitě bude založeno 6 trvalých ploch. Na odvodněném, resp. revitalizovaném rašeliništi budou omístěny 3 plochy podél odvodňovací rýhy a 3 plochy ve střední části mezi rýhami. Na nenarušeném rašeliništi bude rozmístění ploch rozděleno na centrální nejvlhčí část rašeliniště (3 plochy) a sušší okraj rašeliniště (3 plochy).

Zároveň s měřením toků CO₂ bude měřena hladina vody v plastových perforovaných trubkách instalovaných poblíž každé trvalé plochy a teplota půdy v hloubce 5, 10 a 20 cm. Výška vodní hladiny bude zároveň měřena automaticky pomocí dataloggerů umístěných v několika plastových sondách (2 na každé lokalitě).

V průběhu vegetační sezóny ve 2 až 3 týdenních intervalech bude měřena listvá plocha na každé trvalé ploše. V rámci každé trvalé plochy bude vyznačeno 5 malých subplošek (6x6 cm) a v nich bude určen přesný počet listů každého druhu. Pro určení aktuální listové plochy budou odebrány reprezentativní vzorky listů každého druhu (cca 20 kusů) mimo trvalou plochu a změřeny v laboratoři pomocí scanneru.

Získaná data nám poslouží k modelování celkové bilance uhlíku na dané lokalitě pro celou vegetační sezónu. Data budou zpracována v návaznosti na předchozí měření, která již na dané lokalitě probíhala.

2.3.3. Laboratorní pokusy

Terénní měření budou doplněna laboratorními pokusy za účelem stanovení mikrobiální aktivity půdy.

Na lokalitách budou během vegetační sezóny odebrány směsné půdní vzorky pomocí půdní sondy ze svrchní části půdního profilu (0-30 cm). Vzorky budou odebírány jednou ročně v blízkosti trvalých ploch. Z každé lokality bude odebráno 6 pravých opakování.

V laboratoři budou vzorky homogenizovány prosetím přes síto s průměrem ok 5 mm a dále uchovány při 4°C. Asi týden před začátkem pokusu budou vzorky preinkubovány v laboratorní teplotě.

V laboratorních pokusech se bude měřit bazální a substrátem indukovaná respirace.

Bazální respiraci bude měřena aktivita mikrobiálního společenstva půdy při dané teplotě bez přidání dalších látek. Metodou substrátem indukované respirace bude měřena respirační odpověď mikrobiálního společenstva na přídavek glukózy do substrátu. Po několika hodinách inkubace se změří odpověď na množství přidaného substrátu. Maximální respirační odpověď mikroorganismů je přímo úměrná velikosti aktivní mikrobiální biomasy organismů.

Před začátkem pokusů bude zjištěna suchá hmotnost půdy, která bude potřeba k pozdějším výpočtům. Pokus bude založen ve 4 variantách, každá bude mít 2 technická opakování (2 vzorky s přidáním stejného množství substrátu). Varianta s nulovým přídavkem substrátu bude sloužit pro měření bazální respirace a zároveň jako kontrola k variantám s přídavkem substrátu. V dalších variantách bude přidán roztok glukózy o koncentraci 5, 20 a 40 mg/ml. Do vzorků bude přidáno 2 ml roztoku na 1 g suché půdy.

Do lahvíček bude naváženo 10g půdy o známé vlhkosti a přidá se roztok glukózy v různých koncentracích. Poté se lahvíčky uzavřou vzduchotěsnými gumovými a hliníkovými zátkami, protřepou na vortexu a změří koncentraci CO₂ na plynovém

chromatografu. Poté se vzorky třepou na třepačce při teplotě 25°C. Inkubace se provádí 5 hodin, koncentrace CO₂ se měří každou hodinu.

2.3.4. Časový plán projektu

Navrhovaný experiment je plánován na 3 roky (2013 – 2015). Během této doby budou zjištěna nezbytná data pro vyhodnocení vlivu revitalizace. Délka projektu zohledňuje možnost výskytu klimatických extrémů v některé sezóně a umožní objektivnější vyhodnocení provedených měření.

Tabulka 1: Časový plán projektu

Rok	2013			2014			2015		
Instalace zařízení v terénu	■								
Terénní měření a odebrání vzorků		■	■		■	■		■	■
Analýza vzorků a laboratorní pokusy			■	■		■	■		■
Modelování toků CO ₂ a vyhodnocování výsledků		■	■	■	■	■	■	■	■
Prezentace výsledků								■	■

2.3.5. Finanční náklady

Tabulka 2: Rozpočet projektu (v tis. Kč)

Rok	2013	2014	2015
Neinvestiční materiál	100	20	20
Služby	40	25	25
Režijní náklady	53	43	44
Cestovné	18	18	18
Mzdové náklady	290	300	310
Celkem za rok	501	406	417
Celkem	1 324		

Neinvestiční materiál: materiál na výrobu komor a plastových podstavců, vybavení komory (větrák, teploměr, termostat, chladicí pumpa), půdní sondy, 6 dataloggerů, lahvičky, zátky, stříkačky, kalibrační plyny pro laboratorní pokusy, sáčky na uchovávání vzorků

Služby: výroba komor, údržba a opravy používaného zařízení

Cestovné: náklady na cesty spojené s odebíráním vzorků

Mzdové náklady: mzdové náklady dvou pracovníků pracujících na poloviční úvazek

2.4. Očekávané výstupy projektu

Navrhovaný projekt řeší monitorování emisí CO₂ z třech rašelinišť – nenarušeného, revitalizovaného a odvodněného vrchoviště. Na základě naměřených dat se pro každou měřenou plochu sestaví model a vypočítá se celková bilance CO₂-C pro každou lokalitu. Tím se zjistí, zda jednotlivé lokality odpovídají svému charakteru – nenarušené rašeliniště je vazačem CO₂, odvodněné zdrojem CO₂ a revitalizovanému se obnovuje schopnost akumulace. Po zaplavení se bude sledovat změna vegetace a průběžné měření poslouží ke zjištění, za jak dlouho je rašeliniště schopno navrátit se do původního režimu. Z meziročních změn můžeme vypočítat pravděpodobnost navrácení původní funkce rašeliniště a dobu, kterou k tomu rašeliniště potřebuje. Pokud se revitalizovanému rašeliništi navrátí akumulační schopnost, můžeme říct, že revitalizace byla úspěšná.

Laboratorní pokusy jsou doplněním terénního měření a budou monitorovat meziroční změny v mikrobiální aktivitě půdy. Změny se předpokládají zejména na revitalizovaném rašeliništi. V prvním roce měření předpokládáme nejvyšší aktivitu mikroorganismů, která se bude po zaplavení výrazně snižovat. Postupně můžeme očekávat pokles mikrobiální aktivity.

Projekt přispívá k výzkumu vlivu revitalizací na akumulaci uhlíku v rašeliništích. Získané výsledky mohou být použity pro další výpočty bilance uhlíku v rašeliništích a přispět k dosavadním znalostem o revitalizacích rašelinišť.

3. Literatura

Alm J., Saarnio S., Nykänen H., Silvola J., Martikainen P. J. (1999a). Winter CO₂, CH₄ and N₂O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* **44**, 163-186

Alm J., Shurpali N. J., Minkkinen K., Aro L., Hytönen J., Laurila T., Lohila A., Maljanen M., Martikainen P. J., Mäkiranta P., Penttilä T., Saarnio S., Silvan N., Tuittila E.-S., Laine J. (2007a). Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Finnish managed peatlands. *Boreal Environment Research* **12**, 191-209

Alm J., Shurpali, Tuittila E.-S., Laurila T., Maljanen M., Saarnio S., Minkkinen K. (2007b). Methods for determining emission factors for the use of peat and peatlands – flux measurements and modeling. *Boreal environmental research* **12**. 85-100

Alm J., Schulman S., Walden J., Nykänen H., Martikainen P. J., Silvola J. (1999b). Carbon Balance of a boreal bog during a year with an exceptionally dry summer. *Ecology* **80**, 161-174

Alm J., Talanov A., Saarnio S., Silvola J., Ikkonen E., Aaltonen H., Nykänen H., Martikainen H. (1997). Reconstruction of the carbon balance for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia* **110**, 423-431

Aurela M., Laurila T., Tuovinen J.-P. (2004). The timing of snow melt controls the annual CO₂ balance in a subarctic fen. *Geophysical Research Letters* **31**, 3-6

Bilings W. D. (1987). Carbon balance of Alaskan tundra and taiga ecosystems: past, present and future. *Quaternary Science Reviews* **6**, 165-177

Bosse U., Frenzel P. (1997). Activity and Distribution of Methane-Oxidizing Bacteria in Flooded Rice Soil Microcosms and in Rice Plants (*Oryza sativa*). *Applied and Environmental Microbiology* **63**, 1199-1207

Brady N. C., Weil R. R., (2002). *The nature and the properties of soils*. Upper Saddle River, New Jersey, 960 p.

- Bragg O., Lindsay R. (2003).** *Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conversatin in Central Europe. Central European Peatland Project (CEPP).* Wetlands International. 93 p.
- Bubier J. L., Frolking S., Crill P. M., Linder E. (1999).** Net ecosystem productivity and its uncertainty in a diverse boreal peatland. *Journal of Geophysical Research* **104**, 27 683-27 692
- Cleary J., Roulet N. T., Moore T. R. (2005).** Greenhouse Gas Emissions from Canadian Peat Extraction, 1990-2000: A Life-cycle Analysis. *Ambio* **34**, 456- 461
- Erwin K. L. (2009).** Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management* **17**, 71-84
- Freeman C., Ostle N. J., Fenner N., Kang H. (2004).** A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology & Biochemistry* **36**, 1663-1667
- Gorham E. (1991).** Northen peatlands : role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* **1(2)**, 182-195.
- Charman D., (2002).** *Peatlands and environmental change.* Chichester, 301p.
- Chimner R. A., Cooper D. J. (2003).** Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study. *Soil Biology & Biochemistry* **35**, 345-351
- Griffis T. J., Rouse W. R., Madington J. M. (2000).** Scaling net ecosystem CO₂ exchange from the community to landscape-level at a subarctic fen. *Global Change Biology* **6**, 459-473
- Kayranli B., Scholz M., Mustafa A., Hedmark A. (2010).** Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review. *Wetlands* **30**. 111-124
- Kolari P. (2010).** Carbon balance and component CO₂ fluxes in boreal Scots pine stands. *Dissertationes Forestales* **99**. 43 p.
- Laiho R. (2006).** Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels, *Soil Biology & Biochemistry* **38**, 2011-2024

Laiho R., Laine J. (1997). Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland. *Forest Ecology and Management* **93**, 161-169

Laine A, Riutta T, Juutinen A, Väiliranta M, Tuittila E-S. (2009). Acknowledging the spatial heterogeneity in modelling/reconstructing carbon dioxide exchange in a northern aapa mire. *Ecological Modelling* **220**, 2646-2655.

Lipens J., Berendse F. (2003). How litter quality affects mass loss and N loss from decomposing Sphagnum. *Oikos* **103**, 537-547.

Minkkinen K., Vasander H., Jauhiainen S., Karsisto M., Laine J. (1999). Post-drainage changes in vegetation composition and carbon balance in Lakkasuo mire, Central Finland. *Plant and Soil* **207**, 107-120

Mitsch W. J., Gosselink J. G., (2007). *Wetlands*. 4. vydání. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ. 582 p.

Moore T. R. (2003). Dissolved organic carbon in a northern boreal landscape. *Global Biogeochemical cycles* **17**, 1009

Petrone R. M., Waddington J. M., Price J. S. (2001). Ecosystem scale evapotranspiration and net CO₂ exchange from a restored peatland. *Hydrological Processes* **15**, 2839-2845

Procházka F., Štech M. (2002). *Komentovaný černý a červený seznam cévnatých rostlin české Šumavy*. Správa NP a CHKO Šumava & Eko-Agency KOPR, Vimperk.

Price J., Rochefort L., Quinty F. (1998). Energy and moisture consideration on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration. *Ecological Engineering* **10**, 293-312

Riutta T., Laine J., Aurela M., Rinne J., Vesala T., Laurila T., Haapanala S., Pihlatie M., Tuittila E.-S. (2007). Spatial variation in plant community functions regulates carbon gas dynamics in a boreal fen ecosystem. *Tellus B* **59**. 838-852

Roulet N., Lafleur P. M., Richard P. J. H., Moore T. R., Humpreys E. R., Bubier J. (2007). Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology* **13**, 397-411

- Rochefort L., Quinty F., Campeau S., Johnson K., Malterer T. (2003).** North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* **11**, 3-20
- Rydin H., Jeglum J.K., (2006).** *The biology of peatlands*. Oxford University Press. 343p.
- Samaritani E., Siegenthaler A., Yli-Petäys M., Buttler A., Christin P.-A., Mitchel E. A. D. (2011).** Seasonal Net Ecosystem Carbon Exchange of a Regenerating Cutaway Bog: How Long Does it Také to Restore the C-Sequestration Function? *Restoration Ecology* **19**, 440-449
- Sanford, G. R. (1979).** Temperature related growth patterns in *Amblystegium riparium*. *Bryologist* **82**, 525-532
- Schlesinger W.H. (1997).** *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. 2. vydání. Academic Press, 588 p.
- Silvola J. (1986).** Carbon dioxide dynamics in mires reclaimed for forestry in eastern Finland. *Annales Botanici Fennici* **23**, 59-67
- Silvola J., Alm J., Ahlholm U., Nykanen H., Martikainen P. J. (1996).** CO₂ Fluxes from Peat in Boreal Mires under Varying Temperature and MoistureConditions. *Journal of Ecology* **84(2)**, 219-228
- Spitzer K., Bufková I. (2008).** *Šumavská rašeliniště*. Vyd.1. Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava. Vimperk, 203 p.
- Strack M. (ed.) (2008).** *Peatland and climate change*. International Peatland Society, 223 p.
- Tuittila E.-S., Komulainen V.-M., Vasander H., Laine J. (1999).** Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Oecologia* **120**. 563-574
- Tuittila E-S, Vasander H, Laine J. (2004).** Sensitivity of C sequestration in reintroduced *Sphagnum* to water-level variation in a cut-away peatland. *Restoration Ecology* **12**, 482-492.

Turunen J., Tomppo E., Tolonen K., Reinikainen A. (2002). Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – Application to boreal and Subarctic regions. *The Holocene* **12**, 69-80

Turunen, J., Tahvanainen T., Tolonen K., Pitkänen A. (2001). Carbon accumulation in West Siberian Mires, Russia *Sphagnum* peatland distribution in North America and Eurasia during the past 21,000 years. *Global Biogeochemical Cycles* **15(2)**, 285–296

Urbanová Z., Pícek T., Bárta J. (2011). Effect of peat re-wetting on carbon and nutrient fluxes, greenhouse gas production and diversity of methanogenic archaeal community. *Ecological Engineering* **37**, 1017-1026

Vasander H., Tuittila E.-S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantausta T., Heikkilä R. (2003). Status and restoration of peatland in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* **11**, 51-63

Waddington J. M., Strack M., Greenwood M. J. (2010). Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration. *Journal of Geophysical Research* **115**. G01008

Waddington J. M., Warner K. D., Kennedy G. W. (2002). Cutover Peatlands: A persistent source of atmospheric CO₂. *Global biochemical Cycles* **16**, 1002

Wilson D., Alm J., Riutta T., Laine J., Byrne K. A., Farrell E. P., Tuittila E.-S. (2007). A high resolution green area index for modelling the seasonal dynamics of CO₂ exchange in peatland vascular plant communities. *Plant Ecology* **190**, 37-51