

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

Vyhodnocení obnovy těžného rašeliniště

Borkovická blata po revitalizaci

Bakalářská práce

Lucie Chroustová

Školitelka: RNDr. Zuzana Urbanová, Ph.D.

České Budějovice 2018

Chroustová, L., 2018: Vyhodnocení obnovy těžného rašeliniště Borkovická blata po revitalizaci. [Evaluation of restoration success of cutover peatland Borkovická blata. Bc. Thesis, in Czech.] – 56 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

The aim of this thesis was to evaluate the recovery of cutover peatland Borkovická blata whose part was leaved to spontaneous succession, part was planted by trees and part was restored. Within this thesis the structure of vegetation and peat properties were investigated in the areas with different vegetation and management in Borkovická blata. The success of restoration was evaluated using these parameters.

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 jejích 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

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala své školitelce RNDr. Zuzaně Urbanové Ph.D. za trpělivé vedení této práce, za ochotu udělovat mi rady při tvorbě této práce a čas, který mi věnovala. Za ochotu, vstřícnost a udělení cenných informací při výběru ploch v PR Borkovická blata bych ráda poděkovala Mgr. Andree Kučerové Ph.D. z Botanického ústavu AV ČR. Dále bych ráda poděkovala Ing. Milanovi Vláškově z Krajského úřadu Jihočeského kraje za poskytnutí cenných rad a materiálů týkajících se PR Borkovická Blata. V neposlední řadě bych ráda poděkovala i Ing. Jaroslavu Matoušovi za poskytnutí důležitých informací ohledně těžby, která probíhala v Borkovických blatech.

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíle práce.....	2
3	Literární přehled.....	3
3.1	Základní charakteristika rašeliniště.....	3
3.1.1	Typy rašelinišť	4
3.1.2	Funkce rašelinišť	4
3.1.3	Význam rašelinišť pro člověka	5
3.2	Narušení rašelinišť	5
3.2.1	Odvodňování rašelinišť	6
3.2.2	Těžba rašeliny	6
3.2.3	Důsledky narušení rašeliniště pro fungování ekosystému	7
3.3	Revitalizace rašelinišť a indikátory úspěšnosti revitalizace	9
3.3.1	Revitalizace rašelinišť	9
3.3.2	Rekultivace.....	12
3.3.3	Indikátory úspěšnosti revitalizace.....	12
3.4	Hypotézy.....	16
3.5	Borkovická blata	17
3.5.1	Historie Borkovických blat a těžba rašeliny	17
3.5.2	Revitalizace Borkovických blat	19
4	Metodika.....	20
4.1	Popis lokality	20
4.2	Fytcenologické snímkování vegetace	21
4.3	Odběr vzorků půdy	22
4.4	Zpracování půdních vzorků	22
4.4.1	Objemová hmotnost	23
4.4.2	Suchá hmotnost půdy	23

4.4.3	Měření pH a konduktivity	23
4.4.4	Potenciální aerobní respirace	23
4.4.5	Potenciální anaerobní respirace a produkce CH ₄	24
4.4.6	Mikrobiální biomasa	25
4.4.7	Stanovení celkového obsahu C a N.....	26
4.5	Statistické vyhodnocení dat	26
5	Výsledky.....	27
5.1	Vegetace.....	27
5.2	Fyzikálně-chemické vlastnosti rašeliny	28
5.2.1	Objemová hmotnost	30
5.2.2	Index dekompozice	30
5.2.3	pH.....	31
5.2.4	Mikrobiální biomasa	32
5.2.5	Potenciální aerobní respirace	32
5.2.6	Potenciální anaerobní respirace	33
5.2.7	Potenciální produkce CH ₄	34
5.3	Výsledky PCA analýzy.....	34
6	Diskuze.....	36
6.1	Vegetace.....	36
6.2	Fyzikálně-chemické vlastnosti rašeliny	38
7	Závěr.....	41
8	Seznam použité literatury	42
9	Přílohy	47
9.1	Fotodokumentace	47
9.2	Fytcenologické snímkování	54

1 Úvod

Rašeliniště je jedinečný mokřadní ekosystém, který se vytváří na trvale zavodněných stanovištích a probíhá v něm akumulace organické hmoty v podobě rašeliny. Od 19. století dochází k těžbě rašeliny, která způsobuje velké zásahy do hydrologických podmínek rašeliniště, změny fyzikálně-chemických vlastností rašeliny a odstranění rostlinného krytu. Po těžbě zůstává na povrchu stará rozložená rašelina, která je chudá na živiny a chybí zde semenná banka. Samovolná obnova rašeliniště je pomalá až skoro nemožná, proto bývá zapotřebí přistoupit k aktivní revitalizaci, jako je například hydrologická revitalizace či reintrodukce rostlin. Revitalizace rašeliniště si klade za cíl návrat k přirozeně fungujícímu, soběstačnému ekosystému a opětovné nastartování procesu tvorby rašeliny. Pro revitalizaci je důležité i vyhodnocení její úspěšnosti, které slouží k zajištění optimální strategie managementu. Vyhodnocení její úspěšnosti se zakládá na jednoduchých a snadno rozpoznatelných indikátorech, jako je například chemismus rašeliny a vody, hladina vody, akumulace nové rašeliny, struktura vegetace, toky CO₂ a CH₄ či mikrobiální biomasa a její aktivita.

Tato práce je zaměřena na rašeliniště Borkovická blata, kde probíhala těžba rašeliny nejdříve tzv. borkováním, které bylo posléze nahrazeno velkoplošnou těžbou. Těžba rašeliny zde byla ukončena roku 1979. Část rašeliniště byla ponechána spontánní sukcesi, část lesnický rekultivována a část revitalizována. Roku 2000 zde došlo k zahrazení hlavního a sekundárních odvodňovacích kanálů a k vytvoření trvalých tůní. Tato práce se zabývá vyhodnocením úspěšnosti revitalizace tohoto rašeliniště, které je založené na srovnání složení vegetace a vlastností rašeliny na plochách s různým managementem.

2 Cíle práce

Cílem práce je vyhodnocení obnovy rašeliniště Borkovická blata, které bylo využíváno k průmyslové těžbě a po jejím ukončení došlo k částečné revitalizaci, spontánní sukcesi a část byla rekultivována lesnickými postupy. Cílem je tedy srovnání vegetace a vlastností rašeliny na těchto různých plochách se zaměřením na vliv zaplavení a využití měřených parametrů jako indikátorů úspěšnosti revitalizace.

3 Literární přehled

3.1 Základní charakteristika rašeliniště

Rašeliniště představují jedinečný mokřadní ekosystém, ve kterém dochází k akumulaci organické hmoty v podobě rašeliny. Rašeliniště je ve většině zemí definováno jako území pokryté rašelinou obvykle o minimální hloubce 30 cm. Rašelina je organický materiál, který vzniká především hromaděním zbytků rostlin v trvale zaplaveném prostředí s převládajícími anoxickými podmínkami. K hromaděním rostlinných zbytků často přispívá i nízká rozložitelnost rostlinného materiálu a další příčiny jako je nízké pH, nízká teplota či nízká dostupnost živin. Při tvorbě rašeliny mohou být zapojeny různé rostlinné materiály, například dřevnaté části, kořeny, oddenky či listy cévnatých rostlin a mechorosty (zejména rodu *Sphagnum*) (Rydin a Jeglum, 2006).

Na nenarušeném rašeliništi můžeme rozlišit dvě odlišné vrstvy rašeliny a to akrotelm a katotelm, které jsou definovány především průměrnou hladinou vody. Povrchová vrstva rašeliny akrotelm je ovlivněna kolísáním hladiny vody a živými rostlinami, které v ní koření. Akrotelm představuje pouze povrchovou (aktivní) vrstvu rašeliny, která bývá ohraničena průměrnou hladinou vody. Dochází zde k intenzivnímu rozkladu a je zde charakteristická vyšší mikrobiální aktivita. Rašelina v akrotelmu není ještě zcela rozložená, mívá vysokou pórovitost a tedy i vyšší hydraulickou vodivost. To znamená, že v akrotelmu dochází k snazšímu pohybu vody rašelinou a tedy i transportu živin. Katotelm je oproti akrotelmu spodní a hlubší vrstva rašeliny, která je trvale nasycená vodou a zahrnuje v sobě více rozloženou organickou hmotu. Rašelina v katotelmu má tedy menší póry, to vede k nízké hydraulické vodivosti a velmi pomalému pohybu vody v katotelmu. S rostoucí hloubkou významně klesá i mikrobiální aktivita a rychlost rozkladu (Strack et al., 2008).

Rašeliniště zabírají okolo 3% celkové rozlohy Země (Rydin a Jeglum, 2006). Většina rašelinišť se nachází na severní polokouli, kde pokrývají rozsáhlé oblasti severní Evropy, Ruska a Severní Ameriky. Území rašelinišť na severní polokouli dosahuje rozlohy kolem 350 000 ha (Strack, 2008).

3.1.1 Typy rašelinišť

Rašeliniště se dělí na 2 základní kategorie - a to vrchoviště a slatiniště, podle toho z jakého zdroje získávají vodu a živiny. Existuje i mnoho dalších podrobných klasifikací typů rašelinišť založených na vegetaci, typu rašeliny či živinovém statusu (Davis a Anderson, 2001).

Slatiniště jsou minerotrofní, což znamená, že získávají živiny z vody, která byla v kontaktu s podložními nebo okolními minerálními substráty. V závislosti na místní geologii a hydrobiologii mohou být slatiniště eutrofní, přechodová či oligotrofní. Jejich pH může být v rozmezí od 4,5 až 8,5 v závislosti na dostupnosti minerálních živin (Davis a Anderson, 2001).

Oproti tomu vrchoviště jsou takzvaně ombrotrofní. Tedy získávají živiny a vodu téměř výhradně z atmosféry ve formě srážek. Vrchoviště jsou většinou na živiny velmi chudé (oligotrofní), protože dodávka živin z atmosféry je omezená. Vrchoviště se vyznačují i nízkým pH (okolo 3,5) a pomalejším rozkladem organické hmoty, tedy vyšší akumulací rašeliny než minerotrofní rašeliniště (Davis a Anderson, 2001).

3.1.2 Funkce rašelinišť

Rašeliniště představují významný zásobník uhlíku v globálním měřítku. Odhaduje se, že je zde uložena třetina z celkového množství uhlíku obsaženého v půdě celé zeměkoule. Jedná se o množství, které je vyšší než polovina současné zásoby oxidu uhličitého v atmosféře. Proto mají rašeliniště zásadní význam pro globální koloběh uhlíku a i klima, dochází zde k výměně uhlíku mezi plyny v atmosféře, živou biomasou, vodou a rašelinou (Rydin a Jeglum, 2006).

Důležitou funkcí rašelinišť je hydrologická funkce. Nevysušená rašelina obsahuje 85 – 95 % vody, která se relativně pomalu pohybuje. Rašeliniště ovlivňují průtok vody v povodích, kde se vyskytují. V dobách velkého množství srážek dochází k rychlému zaplnění úložné kapacity rašeliniště a přebývající voda je posléze odváděna. Naopak v období sucha mohou přispívat k udržování stabilních průtoků. Díky evapotranspiraci rašeliniště ovlivňují místní klima (Joosten a Clarke, 2002).

Rašeliniště jsou biotopem důležitým pro život rašelinných druhů živočichů a rostlin. Rašeliniště představují ve stredoevropských podmínkách jedinečný ekosystém, na nějž je vázáno mnoho vzácných druhů rostlin a živočichů, které se běžně vyskytují v boreální oblasti. Jedná se o takzvané boreální relikty, například blatnice bahenní, kyhanka sivolistá, šicha černá, vrba zakrslá a další. Tím rašeliniště přispívají k biodiverzitě krajiny (Jóža a Vonička, 2004).

3.1.3 Význam rašelinišť pro člověka

Rašeliniště jsou využívána již po staletí pro lesnické či zemědělské účely, kdy jsou odvodněním a kultivací přeměněny na obhospodařovatelné území. Dále se rašeliniště využívají k těžbě rašeliny, která se používá jako zdroj energie v zemědělství, zahradnictví či lázeňství. Polovina vytěžené rašeliny ve světě se stále využívá jako palivo. Suchou destilací dochází k produkci kvalitního koksu a plynu z rašeliny, při čemž vedlejším produktem se stává rašelinný dehet, který je využíván k tvorbě fenolů, vosků a dalších látek. Rašeliniště slouží lidem i k rekreaci, přes mnohá rašeliniště vedou turistické trasy (Jóža a Vonička, 2004).

3.2 Narušení rašelinišť

Z celkové rozlohy všech rašelinišť, která je odhadována na 4 000 000 km², bylo lidmi narušeno 500 000 km² do té míry, že hromadění rašeliny bylo zastaveno. K největším ztrátám došlo v Evropě, kde je narušeno přes 50% rozlohy rašelinišť. Tyto ztráty byly zapříčiněny intenzivním populačním tlakem, zemědělstvím a lesnictvím. Mimořádně velké ztráty se vyskytují v západní a jižní Evropě, kde zůstalo pouze necelých 10% rozlohy přírodních rašelinišť (Grootjans et al., 2012). Současná rozloha rašelinišť v České republice činí zhruba 27 000 ha, podle odhadu bylo ztraceno 55% z původní rozlohy rašelinišť (Soukupová, 2003).

3.2.1 Odvodňování rašelinišť

Rozsáhlá část rašelinišť byla narušena odvodněním. Odvodnění rašelinišť bylo prováděno nejen kvůli těžbě rašeliny, ale i kvůli lesnictví a zemědělství. Na úbytku původních rašelinišť v oblastech mimo tropický pás se z 50% podílelo odvodnění pro zemědělství a z 30% pro lesnictví. Například ve Finsku bylo odvodněno 5 900 000 ha rozlohy rašelinišť kvůli lesnictví, což je více než polovina celkové rozlohy všech rašelinišť ve Finsku (Hedberg et al., 2012). V Estonsku odvodnění kvůli těžbě rašeliny, lesnictví a zemědělství zapříčinilo, že pouze 32% zdejších rašelinišť lze považovat za nedotčená (Vasander et al., 2003).

Odvodňování rašelinišť mění podmínky prostředí pro rostliny a to zejména změnou hydrologie, ale také způsobováním eutrofizace a acidifikace. Eutrofizace je zapříčiněna uvolňováním dostupných sloučenin dusíku a fosforu z okysličené rašeliny a je doprovázena zvyšováním produktivity a snižováním dostupnosti světla. Acidifikace je nepřímým účinkem odvodnění, který je vyvolán hromaděním dešťové vody v rašelině po poklesnutí hladiny podzemní vody (Hedberg et al., 2012).

3.2.2 Těžba rašeliny

Až na přelomu 18. a 19. století se začala věnovat pozornost rašelině a rašeliništím jak po vědecké stránce, tak i po té praktické. Od poloviny 19. století jsou vytvářeny v různých státech Evropy rašelinářské společnosti, které si kladou za cíl využívání rašeliny a rašelinišť v průmyslu či zemědělství. Rašelina byla primárně těžena jako palivo a pro zemědělské potřeby. Těžbě rašeliny vždy předchází přípravy zahrnující odvodnění a odlesnění ložiska, vytvoření manipulačních prostorů, místní dopravní sítě apod. (Dohnal et al., 1965).

Ruční těžba - borkování

Píchání borek neboli borkování se provádělo v odvodněném rašeliništi. Borkování bylo započato u hlavního kanálu a pokračovalo souběžně s ním anebo podél svodných kanálů, které byly vedeny kolmo na hlavní kanál. Pokud těžební stěna dosahovala více než dvou metrů, byla těžba prováděna stupňovitě. Z kolmé stěny byly borky, jejichž velikost byla odlišná v různých krajích, odřezávány pomocí nástroje zvaného želízko. Poté byly borky ukládány za těžební stěnu na volné prostranství, aby oschly (Dohnal et al., 1965). Těžba borkováním téměř nedovolovala následnou rekultivaci (Havelka et al., 1989).

Například v Borkovických blatech bylo borkováním vytěženo v roce 1854 1 200 000 kusů borek, v letech 1861 – 1898 1 200 000 borek a v roce 1940 činilo množství vytěžených borek již 146 700 000 kusů borek (Havelka et al., 1989).

Těžba prováděna hydraulicky

Těžba rašeliny hydraulicky, tzv. hydrotorfem, byla používána na velkých rašeliništích v tehdejším Sovětském svazu. Během těžby se prudkým proudem vody rozplaví humolit v ložisku a je homogenizován na hustou kaši. Ta je přečerpávána a prostřednictvím potrubí je dopravena na předem připravené plochy, které jsou pomocí hrázek děleny na políčka, do nichž se kaše rozprostře ve vrstvě o velikosti 20 – 30 cm. Tato vrstva je po vysušení rozřezána na borky (Dohnal et al., 1965).

Frézování

Frézování neboli vrstevná těžba je nejpoužívanějším způsobem těžby rašeliny na velkých plochách (Dohnal et al. 1965). Samotné těžbě předchází odvodnění rašeliniště, odstranění veškeré vegetace a vyrovnaní terénu rašeliniště. Následně je prováděno postupné frézování horních vrstev, při čemž dochází k produkci práškové rašeliny, která je poté usušena. Nakonec je rašelina shrnuta do brázd a odvezena sběracími vozy (Bastl et al., 2009).

Mokrá těžba

Rašelina je těžena i pro lázeňství tzv. mokrou těžbou. Vlhkost humolitu, který je využíván v lázeňství, nesmí klesnout pod 70% z důvodu uchování vlastností, na které jsou vázané jejich léčivé účinky. Z tohoto důvodu nejsou ložiska s léčivým humolitem odvodňována (Dohnal et al., 1965).

3.2.3 Důsledky narušení rašeliniště pro fungování ekosystému

Narušení rašeliniště odvodněním a těžbou má za důsledek změny v hydrologii rašeliniště. Odvodnění vede k poklesu hladiny vody a jejímu rozkolísání, dále je redukována evapotranspirace, a proto se odtok z rašeliniště obecně zvyšuje. Přímým důsledkem tvorby odvodňovacích kanálů je úbytek původní mokřadní vegetace pokrývající rašeliniště. Může docházet i ke snížení evapotranspirace při vysychání povrchu rašeliny. Snížení evapotranspirace a zvýšení odtoku jsou výraznější u otevřených rašelinišť než u rašeliništních lesů. Roční odtok u otevřených nelesních rašelinišť může dosáhnout zvýšení až o 50%. Dále odvodňování ovlivňuje odtok z rašeliniště tím, že vykopané kanály dávají vodě možnost odtékat téměř po celou dobu roku (Paavilainen, 1976).

Odvodnění rašelinišť je příčinou jejich eutrofizace uvolňováním sloučenin fosforu a dusíku z rašeliny, která se díky provzdušnění začne rozkládat (Laiho, 2006). Zároveň může docházet k okyselování půdního prostředí (acidifikaci), kterou podněcuje akumulace dešťové vody v rašelině poté, co dojde k snížení hladiny podzemní vody. Živiny uvolňované při rozkladu jsou snadno vymývány vodou do okolních toků. Příмым důsledkem je snížení pH rašeliny. Následkem odvodnění je snížení biodiverzity charakteristické pro rašeliniště. Druhy charakteristické pro podmáčená stanoviště (např. *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, *Oxycoccus palustris*, *Carex rostrata*) jsou nahrazovány suchomilnými lesními či lučnými druhy rostlin (*Vaccinium myrtillus*, *Molinia caerulea*). Na mnoha odvodněných lokalitách dochází k šíření dřevin jako je bříza, borovice či smrk, které dále mění prostředí zastíněním a zvýšenou transpirací ještě snižují hladinu vody. V takovéto situaci je deficit vody a světla považován za hlavní příčinu úbytku charakteristických druhů rostlin rašeliniště, který je podmíněn malou tolerancí stínění a nízkou schopností kompetice těchto druhů. Dalším faktorem, kvůli kterému dochází k úbytku rašeliništních rostlin, je snížení pH či kompetice s druhy, které jsou tolerantnější vůči kyselějšímu prostředí (Hedberg et al., 2012).

Odvodnění rašelinišť díky provzdušnění svrchních vrstev rašeliny vede ke zrychlení dekompozice rašeliny (Höper et al., 2008). Vlivem zvýšeného rozkladu dochází k sesedání rašeliny, snížení její pórovitosti a tedy i množství zadržované vody v rašelině. To se odráží v objemové hmotnosti rašeliny, která se u narušených rašelinišť zvyšuje (Holden et al., 2004). Dále odvodnění rašelinišť následované poklesem hladiny vody způsobuje změny v chemických vlastnostech rašeliny. Pokles hladiny vody se projevuje zvýšením dostupnosti kyslíku a to umožňuje, aby probíhala aerobní dekompozice, která je 50krát rychlejší než anaerobní dekompozice. Dále kyslík zvyšuje mineralizaci živin a to především síry, organicky vázaného fosforu a dusíku vázaného na uhlík (Holden et al., 2004). Zvýšení mineralizace živin způsobuje velké ztráty těchto prvků především díky jejich snadnému vyplavování. Těžba rašeliny má i výrazně negativní vliv na velikost mikrobiální biomasy, která je výrazně redukována díky chybějící vegetaci a nízké kvalitě substrátu zbývajícího po těžbě (Waddington et al., 2010).

Rašeliniště jsou považována za globálně důležité úložiště uhlíku, podle odhadů v nich je uloženo $455 \cdot 10^{15}$ g uhlíku, což představuje zhruba polovinu uhlíku v atmosféře. Těžba a odvodnění rašelinišť mění toky CO_2 a CH_4 , což jsou dva hlavní skleníkové plyny. Kvůli více oksyloženým povrchovým vrstvám a redukci mokřadní vegetace se předpokládá, že odvodnění a těžba mají za důsledek výrazné snížení až úplnou redukci emisí CH_4 během období, kdy je prováděna těžba. Oproti tomu díky odstranění vegetace před těžbou a oxidovanějším podmínkám je rašeliniště přeměněno na významný zdroj CO_2 kvůli nulové primární produkci a zvýšenému rozkladu rašeliny v aerobních podmínkách (Sundh et al., 2000). Na takto narušených rašeliništích již nedochází k akumulaci nové rašeliny. Za další značné uvolňování CO_2 zodpovídá i následné využívání vytěžené rašeliny. Velké množství CO_2 se do atmosféry dostává z důvodu spalování rašeliny či využívání jí jako substrátu v zemědělství, kdy se rašelina postupně rozkládá (Strack, 2008).

3.3 Revitalizace rašelinišť a indikátory úspěšnosti revitalizace

3.3.1 Revitalizace rašelinišť

Cílem revitalizace rašelinišť je návrat k přirozeně fungujícímu, soběstačnému ekosystému a znovunastartování procesu tvorby rašeliny (Tuittila, 2000). Během revitalizace narušených rašelinišť je snaha nastolit podmínky, které jsou příznivé pro tvorbu rašeliny. Avšak narušení může způsobit nevratné změny v struktuře a složení rašeliny, v hydrologii či v poloze rašeliniště v krajině, což ztěžuje obnovení podmínek, které jsou nezbytné pro tvorbu a růst rašeliniště. Navíc faktory jako jsou eutrofizace a klimatické změny mohou bránit či komplikovat obnovu tvorby rašeliny. Tedy není vždy jisté, zda bude možné vytvořit podmínky vhodné pro růst rašeliny (Höper et al., 2008). Kromě obnovy akumulace rašeliny je cílem revitalizace náprava hydrologie krajiny, návrat cílových druhů či obnova funkce rašeliniště jako úložiště uhlíku. Revitalizace rašelinišť je téměř vždy nutná u těžených rašelinišť, protože kvůli mechanické těžbě byly provedeny velké zásahy do hydrologických podmínek a byl plně odstraněn rostlinný kryt a semenná banka je tak výrazně redukována. Po ukončení průmyslové těžby, zůstává na povrchu stará velmi rozložená rašelina, která je velmi chudá na živiny. Povrch průmyslově těžených rašelinišť rychle vysychá, panují zde extrémní mikroklimatické podmínky, což zbrzdí obnovu vegetačního krytu na povrchu rašeliny. Těžená rašeliniště, která neprošla revitalizací, představují trvalý zdroj atmosférického CO_2 . Samovolná obnova rašelinišť je sice v některých případech možná,

ale často míří pouze k omezenému získání původních funkcí, které rašeliniště mělo před těžbou (Höper et al., 2008).

Intenzivní využívání a přeměna mokřadů probíhala především v druhé polovině 20. století s rostoucí intenzifikací zemědělství. Od devadesátých let 20. století naopak s rostoucím porozuměním funkcím mokřadů v krajině roste i počet realizovaných revitalizací mokřadů. První pokusy o revitalizaci byly uskutečněny v Německu, Spojeném království a Nizozemsku, kdy byly odvodňovací příkopy zaplněny nebo přehrazeny (Tuittila, 2000). V Německu, konkrétně v Dolním Sasku, kde se nacházejí 2 třetiny německých vrchovišť, započal program ochrany vrchovišť v roce 1985. Speciální důraz byl kladen na rašeliniště, kde před tím probíhala těžba rašeliny. V dnešní době je 42% bývalých těžných území prohlášeno za přírodní rezervace. Dále revitalizace těžných rašelinišť probíhá například ve Švédsku a v Kanadě. V Severní Americe se revitalizace zaměřují především na obnovu vrchovišť po ukončení průmyslové těžby s cílem obnovit vrchovištní rostlinná společenstva s dominantními rašeliníky a tedy i schopnosti akumulovat rašelinu (Rochefer et al., 2003). Postupem času se zde vyvinul revitalizační postup uplatňovaný v USA a Kanadě zvaný „přenos mechového patra“. Tento přenos fragmentů stélek rašeliníků a diaspor jiných rašeliništních rostlin s následným pokrytím mulčem (slámou) byl ve většině případů velmi úspěšný (Poulin et al., 2012). Revitalizace slatinišť není tak rozšířená jako revitalizace vrchovišť, protože slatiniště jsou často přeměněny na zemědělské půdy. V severovýchodním Německu došlo k zaplavení 10 000 ha slatinišť narušených odvodněním a zemědělstvím a v severozápadním Německu k zaplavení 2 500 ha. Další příklady revitalizací slatinišť můžeme najít v Americkém Coloradu či v Nizozemí (Höper et al., 2008).

V případě České republiky je poměrně velká pozornost věnována revitalizaci rašelinišť, neboť tyto ekosystémy jsou často ve středu zájmu díky jejich výjimečnosti a biodiverzitě. Revitalizace zahrnují jak těžce narušená rašeliniště po těžbě, například Soumarský Most, tak i rašeliniště degradovaná vlivem dlouhodobého odvodnění například na Šumavě (Just et al., 2012). V posledních 20 letech proběhly úspěšné revitalizace několika vrchovišť na Šumavě, Krkonoších, Krušných horách, v Jizerských horách, Slavkovském lese a na Třeboňsku. Avšak revitalizované plochy jsou stále velmi malé ve srovnání s celkovou plochou narušených rašelinišť (Just et al., 2012).

Přestože bylo provedeno poměrně velké množství revitalizací v posledních několika desetiletích, jejich úspěchy či nedostatky byly jen výjimečně systematicky monitorovány (Bernhardt et al., 2007). Problémem mnoha revitalizačních projektů je i nejasný cíl revitalizace a nedostatečný či zcela chybějící monitoring po provedení revitalizačních prací.

Revitalizační postupy

Nejlevnějším a nejjednodušším postupem je zanechání stanoviště spontánní sukcesí. Tento postup je však možný pouze na místech s velmi málo narušeným vodním režimem na rašeliništích těžných borkováním. Na místech s vodním režimem, který je příznivý pro rozvoj rašeliništní vegetace i po ukončení těžby, většinou dochází k obnově procesu tvorby rašeliny a přinejmenším k částečné obnově rašeliništní vegetace. Ruční těžba zde zapříčinila navrácení k ranějším stádiím sukcese, kdy jsou obnažené plochy využívány druhy preferující vlhčí a otevřenější stanoviště. Zdárným příkladem probíhající spontánní sukcese jsou plochy v PR Borkovická blata, které byly těženy borkováním (Konvalinková, 2010).

Jedním z možných revitalizačních postupů je hydrologická revitalizace, která směřuje hlavně k obnově rašelinišť, která byla odvodněna, a ke zlepšení vodního režimu v krajině. Hlavním krokem revitalizace je zvýšení hladiny podzemní vody na úroveň blízkou před odvodněním. Hydrologická revitalizace může obsahovat zahrazení odvodňovacích kanálů a přetvoření některých těchto kanálů v tůň. Cílová hladina vody je také přizpůsobena i tomu, jaká je cílová vegetace (Bojková et al., 2015).

Dalším postupem, který může následovat po hydrologické revitalizaci je reintrodukce rostlin, která je vhodná na místech s nedostačujícím zásobováním diaspor z okolního prostředí a s vhodnými podmínkami prostředí například již zamokřené plochy. K reintrodukci lze využívat jak generativní tak vegetativní části mechorostů a rostlin (Konvalinková, 2010).

Další možností je mulčování, při němž může být mulč využit nejen jako zdroj diaspor, ale také ke zlepšení mikroklimatických podmínek rašeliništního povrchu, jako je například zastínění či snížení výparu. Mulč může sloužit i jako zdroj živin pro klíčící a nově rostoucí rostliny na holé rašelině. Během mulčování jsou použity pouze lokální zdroje mulče či slámy (Konvalinková, 2010).

3.3.2 Rekultivace

Rekultivace nemá za cíl obnovit původní rašeliništní ekosystém ale obnovit člověkem narušenou krajinu a zahladit nežádoucí zásahy do krajiny. Nejpoužívanějším typem rekultivace je lesnická rekultivace, která spočívá ve vyrovnání konvexního terénu těžebního pole do roviny a v následném vysázení stromů zejména borovic lesních nebo smrků. V tomto případě jsou odvodňovací kanály nechány ve funkčním stavu z důvodu, aby odvodňování daného stanoviště dále pokračovalo a byl tak umožněn růst vysázených stromů. Biodiverzita stanovišť po rekultivaci je většinou nízká. Zalesnění způsobí vznik hustých porostů zejména borovic či smrků, které jsou téměř bez podrostu anebo se zde vyskytují běžné lesní druhy. Dále zde probíhá další vysoušení rašeliny a její mineralizace kvůli evapotranspiraci stromů (Konvalinková, 2010). Příklady použití lesnické rekultivace jsou známé například z rašeliniště Soumarský most, kde část plochy byla v minulých letech osázena stromy či na těžném rašeliništi Hrdlořezy na Třeboňsku (Horn, 2009).

3.3.3 Indikátory úspěšnosti revitalizace

Vyhodnocení úspěšnosti revitalizačních projektů je klíčové pro zajištění optimální, adaptivní strategie managementu (Bernhardt a Palmer, 2011). Nástroje, které dokážou predikovat úspěšnost či nedostatky brzy po provedení revitalizace, jsou založeny na jednoduchých snadno rozpoznatelných indikátorech. Dobré indikátory musí zachytit komplexitu systému a zároveň být dostatečně jednoduché pro rutinní monitorování (Dale a Beyeler, 2001). Narušené ekosystémy se obvykle obnovují pomalu (několik let ale až desetiletí), a proto tento proces může být vyhodnocen na základě dlouhodobějšího monitoringu. Monitoring po provedení revitalizačních opatření by měl být nedílnou součástí revitalizačních projektů a jeho výsledky slouží k případným vylepšením a přizpůsobením revitalizačních opatření a tak ke zvýšení efektivity revitalizace (González et al., 2014).

Hladina vody

Mezi důležité indikátory úspěšností revitalizace rašelinišť patří hladina podzemní vody a akumulace nové rašeliny. Hladina vody a její kolísání je základním indikátorem úspěšnosti revitalizace a ukazuje na správně provedené revitalizační opatření. K nárůstu hladiny vody dochází velmi rychle po přehrazení či zaplnění odvodňovacích kanálů (Tuittila et al., 1999; Bufková a Stíbal, 2012). Díky revitalizaci dochází ke zlepšení hydrologických podmínek rašeliniště, ale hydrofyzikální vlastnosti staré rašeliny na těžném povrchu jsou často problémem pro udržení konstantní hladiny vody a dochází k jejímu výraznějšímu kolísání ještě několik let po revitalizaci. Tento problém přetrvává, dokud není vyvinuta

vrstva nové rašeliny o dostatečné tloušťce tak, že hladina vody nebude v době sucha klesat do spodní vrstvy dříve těžené rašeliny a nová rašelina tak vytvoří funkční akrotelm. Lucchese et al. (2010) zjistili, že tloušťka nové rašeliny na rašelinšti v Québecu 4 roky po revitalizaci byla $2,3 \pm 1,7$ cm a za další 4 roky vzrostla její tloušťka na $13,6 \pm 6,5$ cm. Podle jejich výsledků ekohydrologického modelování je zapotřebí 19-ti centimetrová vrstva nově nahromaděné rašeliny z odumřelých rašeliníků, aby vykompenzovala pokles vodní hladiny v době letního sucha. Podle jejich odhadů bude tato vrstva nahromaděna za 17 let od revitalizace (Lucchese et al., 2010).

Vegetace (rašeliník a jiné rašelinotvorné druhy)

Předmětem mnoha studií je struktura vegetace, která je použita k vyhodnocení úspěšnosti revitalizace rašelinšti. Ukazateli sloužící k vyhodnocení úspěšnosti jsou cílová společenstva či cílové druhy (Schrautzer et al., 2013). Na severní polokouli je hlavním cílem u vrchovištních ekosystémů obnova rostlinného společenstva, kde dominují rašeliníky (*Sphagnum*). Rašeliníky jsou typické vrchovištní mechorosty, které umožňují spustit samoregulační mechanismy, které vedou k obnovení rašelinotvorných procesů (González a Rochefort, 2014). K efektivní obnově rašeliníků by mělo dojít v těžných rašelinštích, ve kterých hladina vody neklesne více než 40 cm pod povrch (Price a Whitehead, 2001). Mimo dostupnosti vody omezuje růst rašeliníků i cyklus vysychání a smáčení (Höper et al., 2008). Například druh *Sphagnum rubellum* se ukázal jako nejlepší raný indikátor úspěšné revitalizace na odtěžených rašelinštích v Kanadě (González et al., 2013). Naopak druh *Sphagnum fuscum* byl charakteristickým ukazatelem až pro pokročilé stádium obnovy na plochách nejméně 10 let po revitalizaci. Na příkladu revitalizovaného rašelinšti Soumarský Most je patrné úspěšné šíření rašeliníků, jejichž pokryvnost vzrostla po 5 letech revitalizace na 8% celkové plochy z původního 1% (Horn, 2009).

Dalšími indikátory úspěšnosti revitalizace je přítomnost a šíření rašelinotvorných druhů jako je suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*), suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*) či ostřice zobánkatá (*Carex rostrata*) (Jauhiainen et al., 2002). Některé druhy, například suchopýr pochvatý, navíc svým šířením usnadňují kolonizaci rašelinšti i jiným druhům, protože v blízkosti jejich trsů jsou lepší mikroklimatické podmínky pro klíčení a růst než na holém povrchu rašeliny (Tuittila et al., 2000a). *Eriophorum vaginatum* je i jedním z druhů, který se nejrychleji šíří na odtěžených rašelinštích po revitalizaci. Např. ve studii Tuittila et al. (2000b) jeho pokryvnost během 5 let vzrostla z 18% na 34%. Naopak na neúspěch revitalizace poukazují například vřes

obecný (*Calluna vulgaris*) či bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea*), které indikují nedostatečně vysokou hladinu vody (Bellamy et al., 2012). González et al. (2013) definoval jako indikátory neúspěšné revitalizace přetrvávající holý povrch rašeliny, vyšší pokryvnost lišejníků, šichy černé a *Polytrichum strictum*, které ukazují hlavně na nedostatečnou obnovu hydrologického režimu.

Rychlost rekolonizace revitalizovaného rašeliniště závisí i na dostupnosti živin a je nižší na živiny chudém místě (Komulainen et al., 1999; Laine et al., 1995). První fáze po revitalizaci jsou často také charakteristické rozvojem minerotrofního vegetačního společenstva na odtěženém vrchovišti (Horn, 2009; Tuittila et al., 2000b). Tento vývoj je však v souladu s přirozeným vývojem kdy ombrotrofní fázi předchází minerotrofní fáze.

Mikrobiální aktivita

V několika studiích byly využity jako ukazatel úspěšnosti revitalizace rašeliniště velikost mikrobiální biomasy a mikrobiální aktivita vyjádřena jako aerobní i anaerobní respirace (Andersen et al., 2006). Tyto parametry mohou odrážet obnovu původních mikrobiálních procesů v rašelině a stabilizaci anaerobního prostředí, díky zvýšení hladiny vody, rekolonizaci rostlinami a akumulaci nové vrstvy rašeliny. Andersen et al. (2006) zjistili pomocí fumigační extrakce, že mikrobiální biomasa byla největší v přírodním stanovišti, poté v revitalizovaném a nejmenší v těžném rašeliništi. Podle jejich výsledků bylo množství uhlíku v mikrobiální biomase 25krát větší v přírodním rašeliništi než v revitalizovaném a těžném, jejichž hodnoty byly obdobné. Zároveň se ukázalo, že svrchní vrstva revitalizovaného rašeliniště měla průkazně vyšší mikrobiální biomasu než v odtěženém rašeliništi, ale i ve srovnání s hlubší vrstvou staré rašeliny na revitalizované ploše. Zároveň detekovali vyšší aerobní respiraci v přirozeném rašeliništi než na revitalizovaném a odtěženém, což ukazuje na nízkou dostupnost substrátu pro mikroorganismy jakožto hlavní limitující faktor pro obnovu mikrobiálního společenstva a jeho aktivity 3 roky po revitalizaci. Urbanová et al. (2018) také detekovali jako vhodné indikátory regenerace rašeliniště po revitalizaci mikrobiální biomasu, potenciální anaerobní respiraci a potenciální produkci CH₄, jejichž hodnoty se přibližovaly hodnotám přirozeným rašelinišť.

Chemismus vody a rašeliny

Monitoring chemismu vody a rašeliny se v mnoha případech taky ukázal jako vhodný pro vyhodnocení úspěšnosti revitalizace. Například koncentrace NH_4 , Ca, K, Mg, Mn a P ve svrchní vrstvě rašeliny mohou ukazovat na změny po revitalizaci směrem k přirozenému stavu (Andersen et al., 2006; Haapalehto et al., 2011). Nárůst koncentrace K a Mn předpokládá obnovu funkčního koloběhu živin mezi rostlinami a rašelinou (Haapalehto et al., 2011). Práce Andersen et al. (2010) detekovala N, Fe a Na jako prvky, které nejlépe odrážely změny v rašelině 7 let po revitalizaci. Tato práce také uvádí hladiny fosforu v rostlinných pletivech jako dobrý indikátor úspěšnosti revitalizace. Nurulita et al. (2016) detekovali jako vhodné indikátory úspěšnosti revitalizace pH a aktivitu enzymu fosfatáza. Obdobně Urbanová et al. (2018) detekovali pH jako vhodný indikátor úspěšnosti revitalizace, avšak enzymatická aktivita se v tomto případě neukázala jako vhodný parametr.

Respirace, toky CO_2 a CH_4

Monitoring toků uhlíku v podobě CO_2 a CH_4 může být dobrým ukazatelem obnovy přirozených funkcí rašeliniště, především akumulace C. Mnohé studie ukazují, že zvýšení hladiny vody se zřetelně projevilo ve snížení respirace z holého povrchu rašeliny, což ukazuje na sníženou oxidaci rašeliny (Tuittila et al., 1999; Bortoluzzi et al., 2006). Zároveň s šířením rostlin dochází k akumulaci CO_2 do biomasy. Holé plochy rašeliny jsou vždy zdrojem CO_2 do atmosféry, naopak plochy porostlé vegetací na regenerujícím rašeliništi představují zásobárnu uhlíku. Obnova přirozených toků uhlíku byla zaznamenána již po 20 letech (Bortoluzzi et al., 2006). Studie Kareksela et al. (2015) z 38 revitalizovaných rašelinišť ve Finsku ukázala, že se obnovila schopnost akumulace rašeliny již po 20 letech, přestože se složení rostlinného společenstva lišilo od nenarušených rašelinišť. Waddington et al. (2010) zjistili, že rašeliniště již 2 roky po revitalizaci akumulovalo více uhlíku během vegetační sezóny, než ho uvolnilo. Zároveň předpokládá, že během 6 až 10 let po revitalizaci by se rašeliniště mělo stát úložištěm uhlíku.

Těžená vrchoviště většinou představují nevýznamný zdroj CH_4 . Opětovné zavodnění rašelinišť vede k obnově stabilních anaerobních podmínek v půdě a tedy i k obnově produkce CH_4 , která tak může sloužit jako indikátor regenerace rašeliniště. Šíření rašeliništních rostlin především ostřic přispívá k vyšším emisím CH_4 a to díky produkci kořenových exsudátů a vedením CH_4 do atmosféry přes vodivá pletiva (Ström et al., 2012). Avšak předpokládá se, že by mělo dojít k postupné stabilizaci emisí CH_4 na úroveň charakteristickou pro přirozená rašeliniště (Waddington a Day, 2007; Höper et al., 2008).

Většina prací zaznamenala nárůst produkce a emisí CH₄ do atmosféry po revitalizaci, avšak toky CH₄ představují velmi malou část celkové uhlíkové bilance.

Zatímco studie ukázaly, že k zmenšení emisí CO₂ může dojít kvůli opětovnému zavodnění povrchu těžného rašeliniště, může respirace v období několika prvních let po provedení revitalizace zůstat celkem vysoká. Při použití mulče během revitalizace se mulč stává krátkodobým zdrojem atmosférického CO₂, což je způsobené jeho dekompozicí. Dekompozici nového mulče je přisuzováno 17 – 30 % celkové respirace. Zahrazení odvodňovacích kanálů starou vegetací, přidání mulče a nová vznikající vegetace reintrodukcí rostlin bude pravděpodobně přispívat k zvýšení vyluhování DOC. Zvýšená koncentrace DOC v odtoku v revitalizovaném rašeliništi je pravděpodobně způsobená vlhčími podmínkami v období po revitalizaci (Höper et al., 2008). Tyto výkyvy jsou většinou krátkodobé a v rámci několika let dojde k poklesu na hodnoty charakteristické pro přirozené rašeliniště.

3.4 Hypotézy

V experimentální části této práce ověřuji následující hypotézy:

1. Na zaplavených částech odtěženého rašeliniště očekávám rozvoj mokřadní vegetace s přítomností rašelinotvorných druhů a akumulaci nové rašeliny. Naopak na plochách ponechaných samovolné sukcesi či osázených lesem nebude přítomna mokřadní vegetace a bude docházet k další degradaci rašeliny.
2. Předpokládám, že na zaplavených plochách dojde vlivem zvýšené hladiny vody a rozvoje mokřadní vegetace k zvýšení mikrobiální biomasy, potenciální aerobní i anaerobní respirace a obnově produkce CH₄. Očekávám, že tyto parametry budou vhodnými indikátory obnovy po zaplavení.

3.5 Borkovická blata

Rašeliniště Borkovická blata, které se nachází v severním výběžku Třeboňské pánve poblíž obce Borkovice (PP02), je přechodného typu. Území rašeliniště pokrývá několik desítek hektarů a vrstva rašeliny činila v průměru 2 – 6 metrů, v některých místech dosahovala i 8 metrů (PP03). Rašelina je zastoupena hlavně ostřicovo-rákosovým a ostřicovo-mechovým humolitem a keřovým typem rašeliny (Svoboda et al., 2014).

Borkovická blata jsou velice rozmanitá lokalita, která byla člověkem významně ovlivněna a je protkána soustavou odvodňovacích stok odlišné hloubky a síly proudění. Lokalita byla narušena ruční i průmyslovou těžbou a došlo zde k její částečné revitalizaci, kdy bylo vytvořeno několik ploch se stojatou vodou. Jedná se o uměle vytvořená jezírka a laguny různé velikosti. V Borkovických blatech se v současnosti nacházejí podmáčené smrčiny, blatkový a rašelinný bor s odlišnými typy podrostu a lesní porosty různého stádia sukcese na plochách, kde probíhala průmyslová těžba rašeliny (Fischer, 2010).

3.5.1 Historie Borkovických blat a těžba rašeliny

Rašeliniště Borkovická blata vzniklo v postglaciální době před více než 10 000 lety (Kučerová a Abazid, 2014). Slatiniště vznikla díky vývěrům podzemních vod nad nepropustné podloží usazenin klikovského souvrství, organické části se postupně ukládaly a rašeliněly až do mocnosti 8 metrů (PP03). Na tvorbě humolitu se podílela především vegetace třídy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. Již v této době zde rostly borovice (*Pinus sp.*) a bříza trpasličí (*Betula nana*). Na počátku preboreálu došlo k rozsáhlému požáru, který zničil vegetaci rašeliniště, což zapříčinilo objevení například rákosu (*Phragmites australis*). Začátkem atlantiku byla vegetace zastoupena mozaikou společenstev třídy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* a svazů *Magnocaricion*, *Phragmition* a *Alnion glutinosae*. Během atlantiku se rozšířila vrchovištní vegetace řádu *Sphagnetalia medii*. Na rozhraní subboreálu a subatlantiku proběhla zásadní změna ve složení vegetace, došlo k přerušení vývoje k rašelinným lesům a naopak se začala šířit eutrofní mechová společenstva. Ale ve starším subatlantiku došlo k jejich ústupu za opětovného šíření vrchovištní vegetace včetně rašeliništních keříků, při čemž *Pinus cf. rotundata* se stala dominantou (Kučerová a Abazid, 2014).

Těžba rašeliny tzv. borkováním je datována od roku 1854. Lesní správa prodávala jednotlivé díly zájemcům o rašelinu. Před začátkem těžby musely být díly odlesněny a zbaveny povrchové vrstvy nazývané se mourovka. Pro těžbu bylo zapotřebí dokonalé odvodnění, proto ještě před vlastní těžbou byly budovány odvodňovací kanály (Douda, 1940). Skrz blata byl vytvořen hlavní kanál Blatská stoka společně se sítí sběrných kanálů, které jsou od sebe vzdálené 30 metrů, a úsekových kanálů, které zasahují do jednotlivých ploch (ústní sdělení, Ing. Matouš). Blatská stoka dosahuje délky 12 km a vede z komárovských blat, přes blata klečatská, zálešská, mažická a borkovická a vlévá se do Lužnice nedaleko města Veselí nad Lužnicí. Během borkování muži rýpali a ženy s ostatními příslušníky rodiny odvážely vyrýpanou rašelinu na místo určené k sušení. Zapracovaný rýpač dokázal za jeden den v průměru vyrýpat plochu rašeliny o 10 m² do hloubky 3 metrů. Byly vyrýpávány borky, které se podobaly cihlám s rozměry průměrně 30x20x10 cm (Douda, 1940).

Roku 1903 vytvořila Zemědělská rada v Praze pokusné rašelinné hospodářství na zálešských blatech, ale protože vypršel 25letý nájem a další již získán nebyl, pokračovala Zemědělská rada ve svých pokusech na blatech borkovických. Byla snaha objevit možnosti kultivace blatských rašelinišť především pro zemědělské účely. Na zemitějších a sušších místech docházelo také k výsadbě například různých křovin, bříz a topolů (Douda, 1940).

Roku 1949 byla vyhlášena Státní přírodní rezervace Borkovická blata z důvodu zachování porostu borovice blatky, která zabírala plochu 31 ha. Protože se roku 1953 začala rašelina velkoplošně těžit, byla roku 1957 územní ochrana zrušena. Během těžby se vytěžilo kolem 400 ha rašeliniště, což činí 1 700 000 tun rašeliny, ale na území původní rezervace průmyslová těžba nezasáhla. Po postupném útlumu byla těžba zastavena roku 1979. V roce 1980 vznikla znova Státní přírodní rezervace o rozloze 55 ha. Pustošení rašeliniště skončilo na hranici chráněného území a mělo zásadní vliv na následný vývoj zachovaného blatkového boru. Zejména byl způsoben velký pokles hladiny podzemní vody kvůli vytvoření odvodňovacích kanálů a díky frézování došlo ke snížení terénu těžené plochy v průměru o 1 – 2 metry. Zhoršené hydrologické podmínky byly jedním z hlavních faktorů, které zapříčinily nadměrné odumírání blatek, které vyvrcholilo v první polovině 90. let 20. století. Vzniklé porostní mezery byly zaplňovány náletovými dřevinami především krušinou olšovou (*Frangula alnus*), břízou bělokorou (*Betula pendula*) či smrky, tento proces v menší intenzitě probíhá dodnes. V roce 2000 se rezervace rozšířila o 35 ha sousední průmyslově vytěžené části rašeliniště (PP03). V Přírodní rezervaci Borkovická blata byla zbudována

naučná stezka v letech 1979 – 1980, která je dlouhá 5,5 km (<http://www.sobeslav.cz/blata/bstezka.htm>, 7. 10. 2017).

3.5.2 Revitalizace Borkovických blat

Do Plánu péče pro zvláště chráněné území Borkovická blata pro období 1996 až 2005 byla zařazena umělá obnova borovice blatky a vytvoření hradítek na odvodňovacím kanále podél blatkového boru. Umělá obnova borovic blatek proběhla ve 2 variantách. 1. variantou byla výsadba borovice blatky na plochy o malé rozloze, na níž došlo k odtěžení suchých borovic blatek a všechna hmota z porostu byla ručně vynesena. Zároveň zde došlo k zredukování krušiny olšové a částečně i břízy. 2. varianta spočívala ve vysazení borovic blatek do ploch, kde nebyly odtěženy souše (PP01).

Podle Plánu péče o přírodní rezervaci pro období 2000 – 2005 došlo k přehrazení sekundárních a hlavních odvodňovacích kanálů, k přehrazení byla využita rašelina z jejich okolí. U sekundárních mělkých stok bylo vytvořeno přehrazení o šířce 1 – 2 metry, u hlavního kanálu 5 metrů. Dále byla na ploše 2 – 3 arů vytěžena rašelina do hloubky maximálně 1 metru se záměrem vytvořit hlubší permanentní tůň. Dále došlo k prořezávkám borovice lesní a břízy ve snaze podpořit borovici blatku (PP02).

4 Metodika

4.1 Popis lokality

V přírodní rezervaci Borkovická blata bylo vybráno 5 ploch, na kterých proběhlo fytoocenologické snímkování vegetace a odběr vzorků rašeliny. Jednalo se o plochy s odlišnou vegetací a zároveň byly v různé míře ovlivněny těžbou a revitalizací a reprezentují mozaiku různých typů vegetace na lokalitě (viz. Přílohy - fotodokumentace). Jednou z ploch byla oblast původního blatkového boru (Blat bor), kde těžba rašeliny neprobíhala, ale byla značně ovlivněna odvodňováním okolního rašeliniště. Další vybranou plochou byla plocha s holou rašelinou (hola ras), která byla ponechána spontánní sukcesi po těžbě. Třetí a čtvrtou vybranou plochou se staly plochy ovlivněné zaplavením poblíž naučné stezky, kde došlo k úmyslnému zvýšení hladiny vody zahrazením odvodňovacích kanálů. Jedna z ploch byla s dominantní ostřicí zobánkatou (ostrice), druhou plochou byla rákosina (rakos). Jako poslední plocha byla vybrána plocha, kde se v dnešní době nachází les (les). Tato plocha byla zčásti lesnicky rekultivována a částečně ponechána spontánní sukcesi po těžbě (Obr. 1.).



Obr. 1 Mapa s vyznačením PR Borkovická blata (červená čára) a odběrových ploch (zdroj mapového podkladu Krajský úřad Jihočeského kraje).

4.2 Fytcenologické snímkování vegetace

Na všech plochách (les, blat bor, hola ras, ostrice, ramos) byly vytyčeny 3 fytcenologické snímky charakteristické pro danou plochu. Na všech plochách kromě rákosiny měly fytcenologické snímky velikost 16 m² (4x4 m), v rákosině byly vytvořeny fytcenologické snímky o velikosti 4 m² (2x2 m). Fytcenologické snímkování vegetace probíhalo na daných plochách na přelomu července a srpna 2017. Vegetační snímky byly v terénu ohraničeny kolíky a při jejich zapisování byl každý snímek vyfocen. V každém snímku byla sledována celková pokryvnost v mechovém, bylinném, keřovém a stromovém patře a pokryvnost druhů nacházejících se v jednotlivých patrech. V mechovém patře byla zjišťována pouze pokryvnost rašeliníku a všech ostatních mechů bez rozlišení do druhů. Pokryvnost byla vždy udávána v procentech. Nakonec byly jednotlivé druhy rozděleny do funkčních skupin a to erikoidní keříky, dřeviny, trávy, šachorovité, byliny, rašeliníky (*Sphagnum*) a ostatní mechy a byla sečtena pokryvnost druhů ve skupině (Obr. 2).



Obr. 2 Fytcenologické snímkování vegetace.

4.3 Odběr vzorků půdy

Odběr vzorků půdy byl proveden v říjnu 2017. Na každé ploše bylo odebráno lopatkou 5 vzorků půdy z hloubky 5 – 20 cm. Dále bylo na každé ploše odebráno 5 neporušených půdních vzorků rašeliny pomocí Kopeckého válečku o velikosti 100 cm³, které posloužily ke zjištění objemové hmotnosti rašeliny. Vzorky byly odebrány na místech, kde byly vytyčené fytoecologické snímky. Místo odběru a povrchový profil rašeliny 5 – 20 cm byl vyfotografován. Pokud byla při odběru zřetelná nově vytvořená vrstva rašeliny na povrchu staré rozložené rašeliny, tak byly tyto dvě části odebírány a zpracovány samostatně. Zároveň byla přímo na místě změřena výška (cm) nově vytvořené rašeliny (Obr. 3).



Obr. 3 Vrstva nové rašeliny v rákosině (světlá vrstva, cca 6 cm).

4.4 Zpracování půdních vzorků

Půdní vzorky byly uloženy při teplotě 4 °C a v následujících dnech zpracovávány v laboratoři. U všech vzorků půdy byl nejprve zjištěn index dekompozice na základě von Postovy stupnice a poté byly vzorky homogenizovány. Homogenizace probíhala ručně, kdy byly vzorky promíchány a byly z nich odstraněny živé zbytky rostlin, kořeny a dřevité části. Takto zpracované vzorky byly využity pro další analýzy.

4.4.1 Objemová hmotnost

Na každé ploše bylo odebráno 5 neporušených půdních vzorků. Odběr jednotlivých vzorků byl proveden vtačením Kopecského válečku o objemu 100 cm³ pozvolným tlakem přes dřevěný hranol do střední hloubky odebíraného profilu rašeliny (cca 15 cm). Poté byl váleček i se svým obsahem pomocí lopatky vyrýpnut a přečnávající půda byla odstraněna. Obsah válečku byl uzavřen do igelitového sáčku, ve kterém byl přenesen do laboratoře. Vzorky půdy byly sušeny několik dní při teplotě 70 °C a následně 5 hodin při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti a po vychladnutí zváženy.

Objemová hmotnost [g . cm⁻³] byla spočítána pomocí vzorce:

$$(m_v - m_s) / V,$$

kde m_v je hmotnost vzorku po vysušení, m_s je hmotnost sáčku a V je objem Kopecského válečku.

4.4.2 Suchá hmotnost půdy

Do předem zvážených hliníkových váženek bylo dáno 10 – 15 g vzorku rašeliny, váženky i s rašelinou byly zváženy a poté byly vysušeny v sušárně při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti. Po vychladnutí byly opět váženky s rašelinou zváženy.

Pro výpočet suché hmotnosti půdy (sušiny) byl použit vzorec:

$$s = (m_s - m_v) / (m_l - m_v),$$

kde m_v je hmotnost váženky (g), m_s je hmotnost váženky se suchou půdou (g) a m_l je váženka s vlhkou půdou (g).

4.4.3 Měření pH a konduktivity

Do sérovek bylo naváženo 5 g vlhkého vzorku rašeliny a přidáno 25 ml destilované vody. Poté byly vzorky po dobu 10 minut protřepány a nechány na 2 hodiny ustát. Následně bylo v suspenzi změřeno pH pomocí pH-metru a konduktivita vodivostní elektrodou.

4.4.4 Potenciální aerobní respirace

Do sérovek bylo naváženo 10 g vlhkého vzorku rašeliny, sérovky byly uzavřeny gumovým špuntem a víčkem. Vzorky byly inkubovány při teplotě 15 °C po dobu 27 dní. Následně byla koncentrace CO₂ v sérovkách změřena na plynovém chromatografu HP 6850 (Agilent, USA). Po změření byly vzorky provětrány a opět uzavřeny.

Potenciální aerobní respirace byla vyjádřena jako rychlost respirace, která byla spočítána následujícím postupem:

1. Výpočet objemu CO₂ v headspace sérovky G [$\mu\text{l CO}_2$]:

$$G = c \cdot V_G / 1000$$

c – koncentrace CO₂ naměřená na plynovém chromatografu [ppm]

V_G – objem headspace sérovky [ml]

2. Výpočet objemu CO₂ rozpuštěného v půdním roztoku L [$\mu\text{l CO}_2$]:

$$L = (1,0190 \cdot G \cdot V_L) / V_G$$

1,0190 – absorpční koeficient pro teplotu 15 °C

V_L – objem půdního roztoku v sérovce [ml]

V_L = navážka vlhkého vzorku – navážka vlhkého vzorku . sušina

3. Výpočet celkového objemu CO₂ vyprodukovaného na 1 g suchého vzorku půdy T [$\mu\text{l CO}_2 \cdot \text{g}^{-1}$]:

$$T = (G + L) / (\text{navážka vlhkého vzorku} \cdot \text{sušina})$$

4. Výpočet rychlosti respirace Y [$\mu\text{l CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{hod}^{-1}$]:

$$Y = ((T \text{ na konci inkubace}) - T \text{ (na začátku inkubace)}) / \text{doba inkubace}$$

4.4.5 Potenciální anaerobní respirace a produkce CH₄

Do sérovek bylo naváženo 10 g vlhkého vzorku půdy, sérovky byly uzavřeny špuntem a víčkem a profouknuty dusíkem. Poté byly inkubovány při teplotě 15°C po dobu 41 dní. Měření koncentrace CO₂ a CH₄ probíhalo na plynovém chromatografu HP 6850 a HP 6890 (Agilent, USA). Měření koncentrace CO₂ bylo provedeno 6., 13., 20., 27. a 41. den inkubace. Koncentrace CH₄ byla změřena 20., 27. a 41. den inkubace. Během měření byla v sérovkách měřena i koncentrace O₂ pro kontrolu anaerobních podmínek.

Potenciální anaerobní respirace byla vyjádřena jako rychlost respirace [$\mu\text{l CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{hod}^{-1}$], pro jejíž výpočet byl použit stejný postup jako u aerobní respirace. Potenciální produkce CH_4 byla vyjádřena jako rychlost produkce CH_4 [$\mu\text{l CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{hod}^{-1}$], která byla vypočítána obdobným způsobem jako rychlost respirace, ale absorpční koeficient pro $15\text{ }^\circ\text{C}$ měl hodnotu 0,0369.

4.4.6 Mikrobiální biomasa

Koncentrace uhlíku (C_{mic}) a dusíku (N_{mic}) v mikrobiální biomase byla stanovena pomocí fumigačně-extrakční metody (Vance et al., 1987).

Od každého vzorku bylo ve dvou opakováních naváženo 10g vlhkého vzorku do sérovek.

Do jedné sady bylo dávkovačem přidáno 40 ml 0,5M K_2SO_4 . Vzorky byly dány na třepačku a nechány protřepat po dobu 30 minut při 130 – 150 RPM. Poté byly vzorky centrifugovány při 3600 RPM po dobu 12 minut. Poté byly vzorky filtrovány pomocí filtrační aparatury přes skleněný filtr. Výsledný filtrát byl zamražen v $-20\text{ }^\circ\text{C}$.

Zbývající sada vzorků byla naskládána do exsikátoru, na jehož dně byl umístěný vlhký papír a mistička s chloroformem. Exsikátor byl uzavřen a pumpou odsáván vzduch, dokud se nezačal chloroform vařit. Poté byl uzavřen ventil a vypnuta a odpojena pumpa. Takto byly vzorky ponechány 24 hodin. Druhý den byl z exsikátoru vyndán chloroform a vzorky byly v exsikátoru pomocí pumpy odsávány, dokud nebyl odtažen zbylý chloroform. Ke vzorkům bylo přidáno 40 ml 0,5 M K_2SO_4 a zopakován stejný postup jako s první sadou vzorků.

Nefumigované vzorky byly následně analyzovány pomocí flow injection analyser (FIA Lachat QC8500, Lachat Instruments, USA) pro stanovení obsahu minerálních forem dusíku NH_4 a NO_3 . Obě varianty vzorků byly analyzovány na LiquiTOC II (Elementar, Germany) pro stanovení koncentrace celkového rozpuštěného uhlíku (DOC) a dusíku. Obsah půdního mikrobiálního C_{mic} a N_{mic} byl vypočten jako rozdíl v obsahu C a N ve fumigovaném a nefumigovaném vzorku. Následně byly pro výpočet použity korekční koeficienty 0,3 pro C_{mic} (Vance et al., 1987) a 0,54 pro N_{mic} (Brookes et al., 1985).

Koncentrace všech stanovených látek byly přepočteny na gram suché půdy.

4.4.7 Stanovení celkového obsahu C a N

Vzorky půdy byly dány na hliníkové misky, kde byly vysušeny při laboratorní teplotě. Vysušené vzorky poté byly semlety na prášek pomocí kulového mlýna. V takto připravených vzorcích byl stanoven celkový obsah C a N pomocí Microcube elemental analyser (Elementar, Germany).

4.5 Statistické vyhodnocení dat

Všechny měřené biochemické vlastnosti rašeliny byly testovány pomocí korelační matice na zjištění případných závislostí mezi proměnnými. Korelační matice byla spočítána i pro biochemické vlastnosti rašeliny a pokryvnosti funkčních skupin rostlin.

Vliv různé plochy (managementu) na jednotlivé biochemické vlastnosti rašeliny a i pokryvnosti funkčních skupin rostlin byl testován pomocí jednocestné ANOVA s následným post-hoc testem. V případě biochemických vlastností rašeliny byla i nová rašelina vzniklá na ploše s rákosem uvažována jako samostatná plocha a testována spolu s ostatními typy managementu. Tím jsme chtěli testovat, jak moc se nově nahromaděná rašelina liší od staré rašeliny v podloží a od ostatních ploch.

V programu CANOCO pak byla provedena PCA analýza pro biochemické vlastnosti rašeliny na různých plochách.

5 Výsledky

V tabulkách a nad sloupci grafů jsou uvedena písmena, která ukazují průkaznost rozdílu mezi plochami vyhodnocené pomocí jednocestné ANOVA s post hoc testem. Odlišná písmena ukazují na průkazné rozdíly mezi jednotlivými plochami ($p = 0,05$).

5.1 Vegetace

Nejvyšší počet druhů byl nalezen na ploše s ostřicemi, avšak rozdíly mezi plochami nebyly průkazné. Ve všech snímkových plochách bylo zaznamenáno celkem 30 druhů cévnatých rostlin. Z toho na revitalizovaných plochách se nachází celkem 20 druhů (viz. Přílohy – Fytocenologické snímkování).

Erikoidní keříky byly dominantou blatkového boru, kde jejich pokryvnost dosáhla 80,5 % a byly zde zastoupeny především brusnicí borůvkou a rojovníkem bahenním (Tab. 1). Dále se erikoidní keříky nacházely v lese a na ploše s holou rašelinou, kde jejich pokryvnost činila kolem 4 %. Na ploše s ostřicemi a v rákosině se erikoidní keříky nevyskytovaly.

Dřeviny měly nejvyšší pokryvnost v lese, kde jejich pokryvnost byla 114,2 %. Dále se dřeviny hojně vyskytovaly v blatkovém boru, kde jejich pokryvnost činila 56,7 %. Dřeviny se nacházely i v rákosině, na ploše s holou rašelinou, kde jejich pokryvnost představovala 15 – 20 %, a ploše s ostřicemi, kde byla jejich pokryvnost nižší než 10 %.

Nejvyšší pokryvnost trav byla v lese a v rákosině, kde pokryvnost dosahovala 46,7 %. V lese byla tato pokryvnost způsobena výskytem bezkolence modrého a v rákosině především výskytem rákosu obecného. Dále se trávy nacházely i na ploše s ostřicemi a holou rašelinou.

Šáchorovité měly největší zastoupení na ploše s ostřicemi, kde jejich pokryvnost činila 31 %, dále v rákosině, kde jejich pokryvnost představovala 20,3 %. Šáchorovité se nacházely i na ploše s holou rašelinou, kde byla jejich pokryvnost kolem 4 %.

Byliny se vyskytovaly na všech plochách, ale jejich pokryvnost byla velmi nízká. Největší pokryvnost bylin byla na ploše s ostřicemi a činila necelá 4 %.

Rašeliníky se nacházely celkem na 3 plochách a to v blatkovém boru, v rákosině a na ploše s ostřicemi. Největší pokryvnost rašeliníků byla v rákosině, kde dosahovala 63,3 %, oproti tomu nejmenší byla v blatkovém boru, kde byla kolem 4 %.

Největší pokryvnost ostatních mechů byla v blatkovém boru, kde představovala 26,7 %. Okolo 10 % byla pokryvnost ostatních mechů v lese, okolo 3 % na ploše s ostřicemi a 0,2 % na ploše s holou rašelinou.

Tab. 1 Pokryvnost funkčních skupin a počet druhů na jednotlivých plochách (průměr ± směrodatná odchylka; n = 3). Odlišná písmena (horní index) ukazují průkazné rozdíly mezi jednotlivými plochami (výsledky oneway ANOVA s post hoc testem).

	blat bor	les	rakos	ostrice	hola ras
počet druhů	8.0 ±1.6 ^a	7,3±0,9 ^a	7,0±2,2 ^a	11,3±3,4 ^a	7,7±1,2 ^a
erikoidní keřky	80.5 ±10.2 ^a	4.3 ±4.2 ^b	0,0 ±0,0 ^b	0,0 ± 0,0 ^b	3.9 ±5.0 ^b
dřeviny	56,7 ±24,6 ^a	114,2 ±23,8 ^a	15,7 ±4,9 ^b	9,7 ±5,2 ^b	18,2 ±22,9 ^b
trávy	0,0 ±0,0 ^a	46,7 ±20,5 ^b	46,7 ±9,4 ^b	5,4 ±3,7 ^a	7,3 ±5,6 ^a
šáchorovité	0,0 ±0,0 ^a	0,0 ±0,0 ^a	20,3 ±22,0 ^a	31,0 ±3,4 ^a	3,8 ±5,4 ^a
byliny	1,2 ±0,6 ^a	0,3 ±0,5 ^a	2,8 ±2,1 ^a	3,7 ±2,6 ^a	0,3 ±0,2 ^a
Sphagnum	4,0 ±2,8 ^a	0,0 ±0,0 ^a	63,3 ±41,3 ^a	16,7 ±13,1 ^a	0,0 ±0,0 ^a
ostatní mechy	26,7 ±24,1 ^a	10,7 ±4,8 ^a	0,0 ±0,0 ^a	3,3 ±0,9 ^a	0,2 ±0,2 ^a

5.2 Fyzikálně-chemické vlastnosti rašeliny

Všechny hodnoty získané z provedených analýz rašeliny pro každou plochu jsou uvedeny v tabulce (Tab. 2). V samostatných kapitolách jsou dále komentovány pouze vybrané výsledky, které ukázaly průkazné rozdíly mezi plochami a to objemová hmotnost, index dekompozice, pH, mikrobiální biomasa, potenciální aerobní a anaerobní respirace a produkce CH₄.

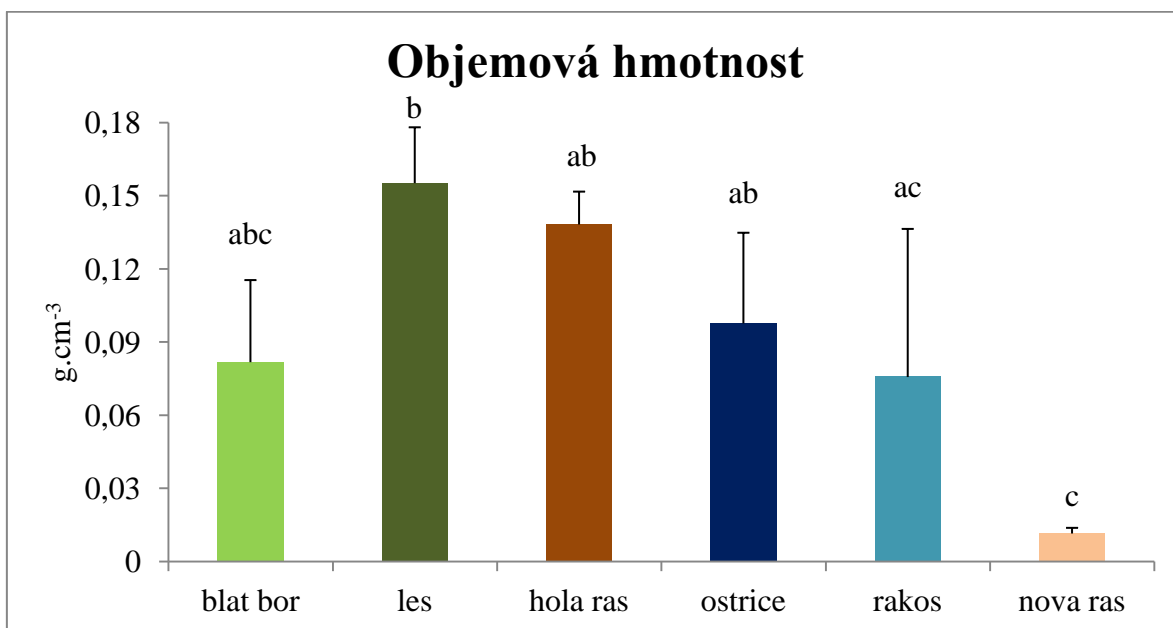
V případě ostatních měřených proměnných se často průkazně lišila pouze nová rašelina od ostatních ploch a to v případě Ctot, Ntot, C/N a DOC. Nmic se obdobně jako Cmic průkazně lišilo v nové rašelině od ostatních ploch. Koncentrace NO₃ byla naopak průkazně nejvyšší v lese, dále byla zvýšená v blatkovém boru, holé rašelině a nejnižší byla v revitalizovaných plochách.

Tab. 2 Fyzikálně-chemické vlastnosti rašeliny na různých plochách (průměr ± směrodatná odchylka; n = 5). Odlišná písmena (horní index) ukazují průkazné rozdíly mezi jednotlivými plochami (výsledky oneway ANOVA s post hoc testem).

	blat bor	les	hola ras	ostrice	rakos	nova ras
objemová hmotnost (g.cm ⁻³)	0,08 ± 0,03 ^{abc}	0,16 ± 0,02 ^b	0,14 ± 0,01 ^{ab}	0,10 ± 0,04 ^{ab}	0,08 ± 0,06 ^{ac}	0,01 ± 0,002 ^c
index dekompozice	7,60 ± 2,39 ^a	9,40 ± 0,80 ^a	4,30 ± 0,40 ^b	5,00 ± 0,00 ^b	5,10 ± 0,20 ^b	2,50 ± 0,50 ^b
pH	3,41 ± 0,02 ^a	3,65 ± 0,16 ^a	4,49 ± 0,23 ^b	5,01 ± 0,15 ^c	4,54 ± 0,19 ^b	4,46 ± 0,13 ^b
konduktivita	86,8 ± 0,4 ^a	85,0 ± 0,9 ^{ab}	85,0 ± 0,0 ^{ab}	82,2 ± 3,5 ^b	82,4 ± 1,0 ^b	81,3 ± 1,9 ^b
Ctot (%)	49,2 ± 0,5 ^{ac}	49,7 ± 1,9 ^{ac}	50,5 ± 0,9 ^a	47,5 ± 0,6 ^c	49,3 ± 1,5 ^{ac}	43,5 ± 0,7 ^b
Ntot (%)	1,60 ± 0,11 ^a	2,10 ± 0,08 ^b	1,93 ± 0,05 ^b	2,03 ± 0,07 ^b	2,04 ± 0,08 ^b	1,01 ± 0,04 ^c
C/N	36,0 ± 2,4 ^a	27,7 ± 1,7 ^b	30,4 ± 0,9 ^b	27,3 ± 0,9 ^b	28,2 ± 1,6 ^b	50,4 ± 3,0 ^c
DOC (mg.g ⁻¹)	0,43 ± 0,12 ^a	0,51 ± 0,14 ^a	0,44 ± 0,18 ^a	0,57 ± 0,22 ^a	0,45 ± 0,12 ^a	1,32 ± 0,56 ^b
Cmic (mg.g ⁻¹)	2,58 ± 0,89 ^a	2,12 ± 0,44 ^a	1,18 ± 0,53 ^a	1,91 ± 0,64 ^a	2,10 ± 0,94 ^a	17,14 ± 2,17 ^b
Nmic (mg.g ⁻¹)	0,20 ± 0,09 ^a	0,17 ± 0,04 ^a	0,09 ± 0,04 ^a	0,12 ± 0,05 ^a	0,15 ± 0,06 ^a	0,98 ± 0,15 ^b
Cmic/Nmic	13,6 ± 1,8 ^a	12,8 ± 1,8 ^a	12,9 ± 2,5 ^a	16,9 ± 3,8 ^a	14,3 ± 1,3 ^a	17,8 ± 2,9 ^a
aerobní respirace (μl CO ₂ .g ⁻¹ .hod ⁻¹)	3,27 ± 1,15 ^a	3,05 ± 0,70 ^a	3,56 ± 1,62 ^a	6,90 ± 2,54 ^a	5,40 ± 2,32 ^a	19,29 ± 3,64 ^b
anaerobní respirace (μl CO ₂ .g ⁻¹ .hod ⁻¹)	1,00 ± 0,43 ^a	1,12 ± 0,15 ^a	1,12 ± 0,57 ^a	2,61 ± 1,22 ^{ab}	1,52 ± 0,73 ^{ab}	3,04 ± 1,07 ^b
CH ₄ (μl CH ₄ .g ⁻¹ .hod ⁻¹)	0,00 ± 0,00 ^a	0,00 ± 0,00 ^a	0,00 ± 0,00 ^a	1,04 ± 0,99 ^b	0,22 ± 0,27 ^{ab}	0,10 ± 0,09 ^{ab}
NH ₄ -N (μg.g ⁻¹)	6,24 ± 3,98 ^a	11,04 ± 7,87 ^a	8,04 ± 6,15 ^a	12,49 ± 4,16 ^a	10,73 ± 3,90 ^a	11,21 ± 5,68 ^a
NO ₃ -N (μg.g ⁻¹)	11,77 ± 2,88 ^{ab}	17,52 ± 4,75 ^b	12,31 ± 5,62 ^{ab}	7,04 ± 2,49 ^a	4,79 ± 1,14 ^a	12,28 ± 3,86 ^{ab}

5.2.1 Objemová hmotnost

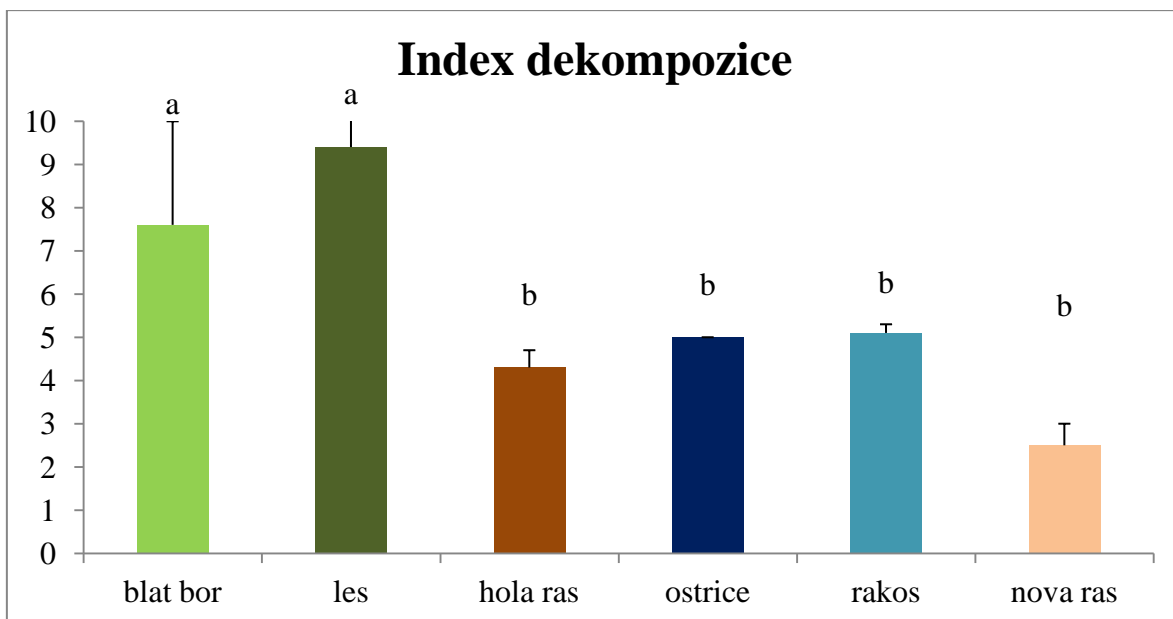
Objemová hmotnost byla průkazně nižší u nové rašeliny než objemová hmotnost v lese, na ploše s holou rašelinou a na ploše s ostřicemi. Naopak nejvyšší objemová hmotnost rašeliny byla v lese. Objemová hmotnost rašeliny v blatkovém boru, na ploše s ostřicemi a v rákosině byla nižší než v lese a na ploše s holou rašelinou, ale ne průkazně (Obr. 4).



Obr. 4 Graf objemové hmotnosti pro jednotlivé plochy (průměr + směrodatná odchylka). Písmena nad sloupci ukazují průkaznost rozdílů mezi plochami.

5.2.2 Index dekompozice

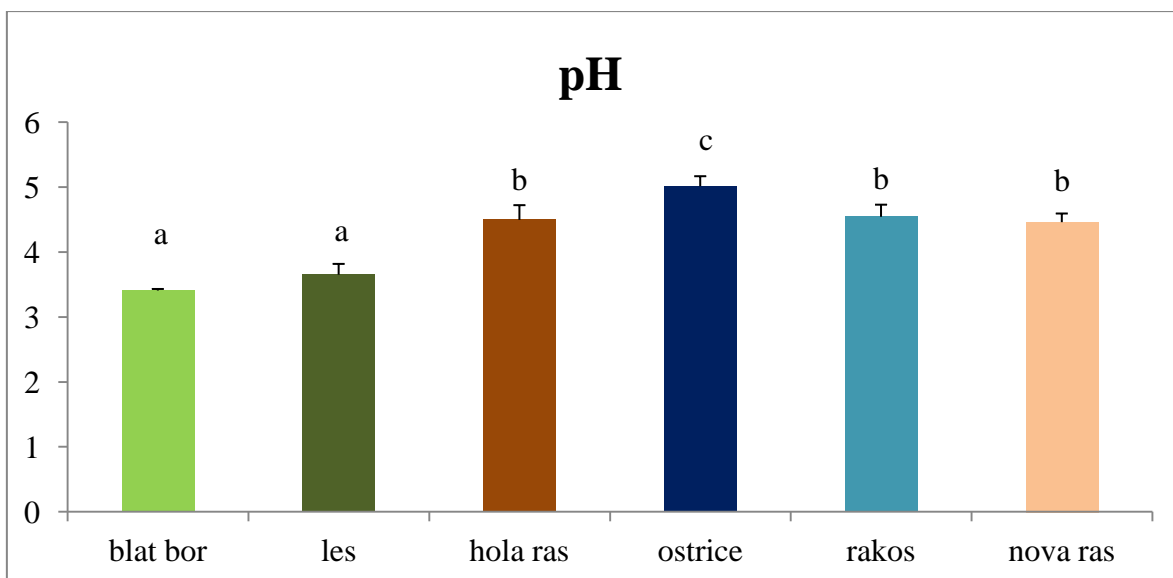
Index dekompozice, který ukazuje do jaké míry je rašelina rozložená, byl nejvyšší v lese, který byl následován blatkovým borem. Index dekompozice v lese a v blatkovém boru byl průkazně odlišný od ostatních ploch a nové rašeliny, kde dosahoval obdobných hodnot (Obr. 5).



Obr. 5 Graf indexu dekompozice pro jednotlivé plochy (průměr + směrodatná odchylka). Písmena nad sloupci ukazují průkaznost rozdílů mezi plochami.

5.2.3 pH

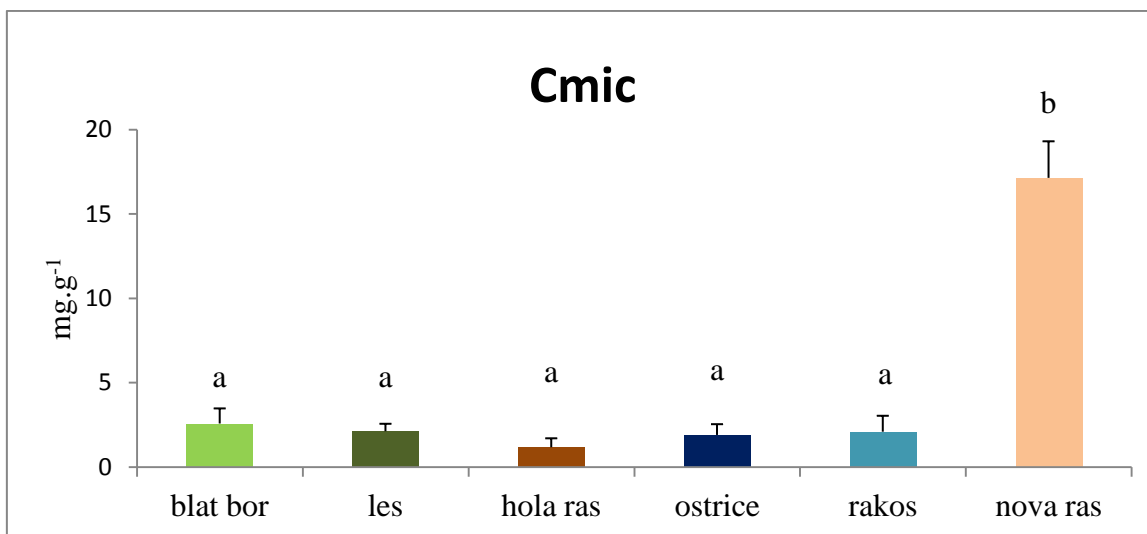
Průkazně nejvyšší pH bylo naměřeno na ploše s ostřicemi. pH nové rašeliny, v rákosině a na ploše s holou rašelinou bylo průkazně nižší než na ploše s ostřicemi a průkazně vyšší než v lese a v blatkovém boru, kde bylo pH nejnižší (Obr. 6).



Obr. 6 Graf pH pro jednotlivé plochy (průměr + směrodatná odchylka). Písmena nad sloupci ukazují průkaznost rozdílů mezi plochami.

5.2.4 Mikrobiální biomasa

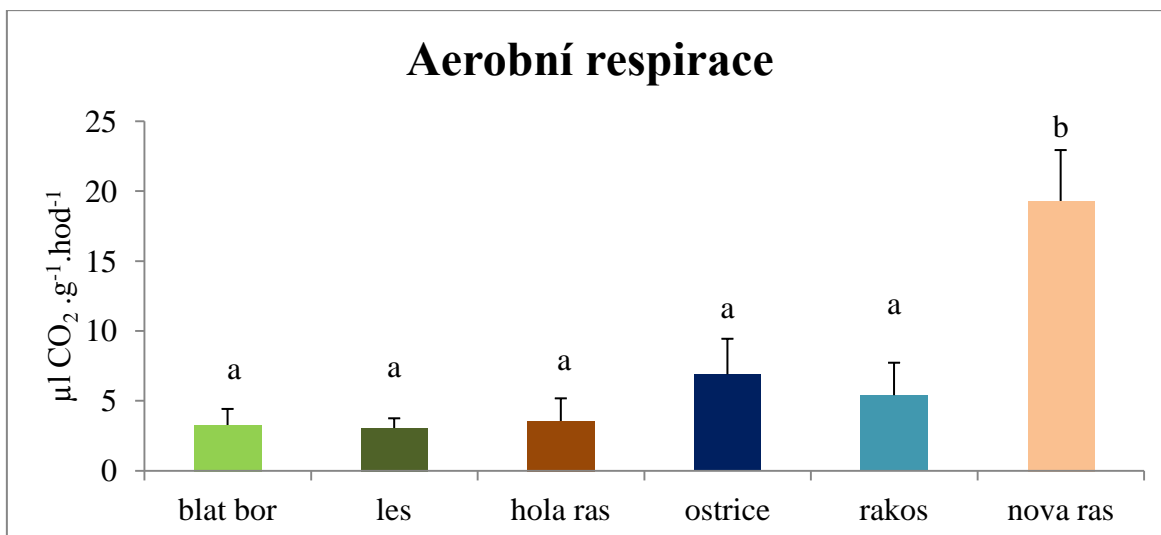
Množství mikrobiálního uhlíku ukázalo průkazný rozdíl mezi novou rašelinou a ostatními plochami. V nové rašelině ho bylo mnohonásobně víc než v ostatních plochách, mezi nimiž byly jen nepatrné rozdíly (Obr. 7). Zároveň byla prokázána negativní korelace mezi Cmic a objemovou hmotností ($r = -0,57$) a indexem dekompozice ($r = -0,42$) ($p = 0,5$). Naopak pozitivní korelace byla nalezena mezi Cmic a aerobní ($r = 0,90$) i anaerobní ($r = 0,37$) respirací.



Obr. 7 Graf mikrobiálního uhlíku pro jednotlivé plochy (průměr + směrodatná odchylka). Písmena nad sloupci ukazují průkaznost rozdílů mezi plochami.

5.2.5 Potenciální aerobní respirace

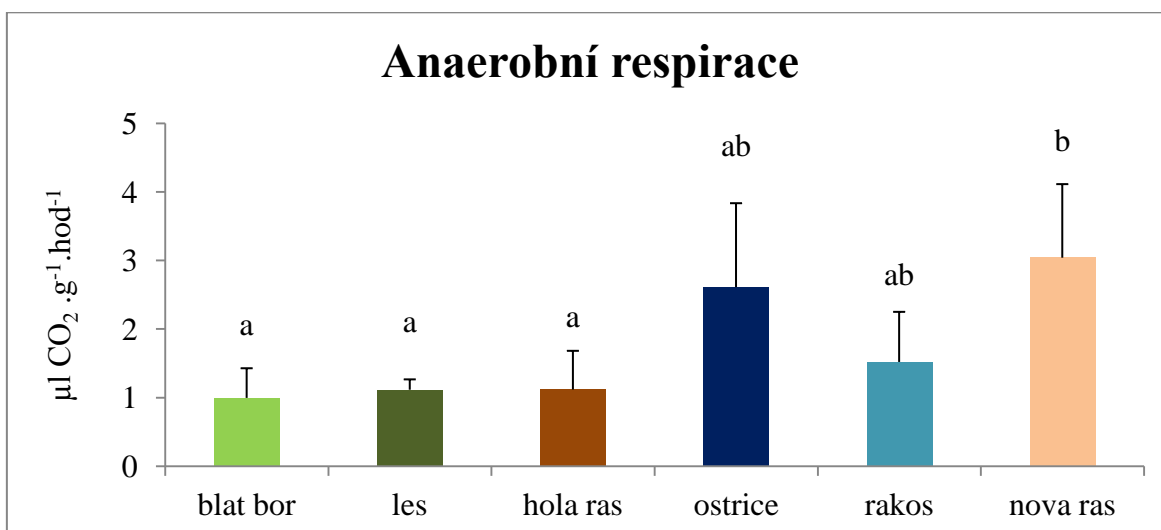
Potenciální aerobní respirace ukázala průkazný rozdíl mezi novou rašelinou, kde byla několikanásobně vyšší, a ostatními plochami. Na revitalizovaných plochách, to znamená v rákosině a na ploše s ostřicemi, byly naměřeny vyšší hodnoty než v blatkovém boru, v lese a na ploše s holou rašelinou, avšak rozdíly nebyly průkazné (Obr. 8). Podobně jako Cmic, tak i aerobní respirace negativně korelovala s indexem dekompozice ($r = -0,56$) a objemovou hmotností ($r = -0,61$) ($p = 0,5$).



Obr. 8 Graf potenciální aerobní respirace pro jednotlivé plochy (průměr + směrodatná odchylka). Písmena nad sloupci ukazují průkaznost rozdílů mezi plochami.

5.2.6 Potenciální anaerobní respirace

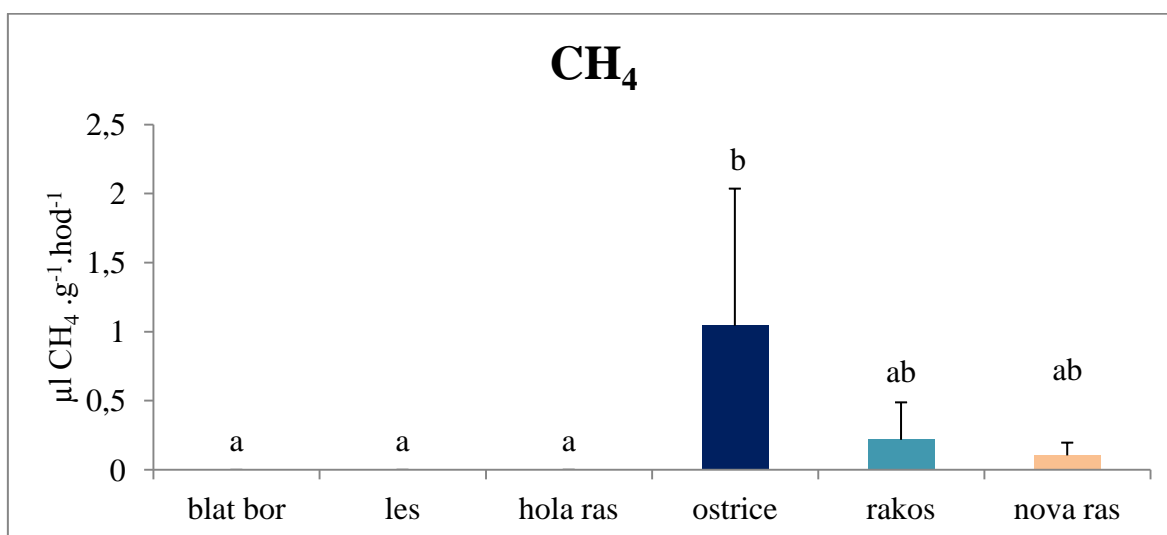
Potenciální anaerobní respirace byla nejvyšší u nové rašeliny, byla zde průkazně odlišná od potenciální anaerobní respirace v blatkovém boru, v lese a na ploše s holou rašelinou. V rákosině a na ploše s ostřicemi byla respirace vyšší než v blatkovém boru, v lese a na ploše s holou rašelinou, ale rozdíly nebyly průkazné (Obr. 9). Potenciální anaerobní respirace negativně korelovala s objemovou hmotností ($r = -0,42$) a indexem dekompozice ($r = -0,40$). Naopak pozitivní korelace byla prokázána mezi potenciální anaerobní respirací a koncentrací DOC ($r = 0,43$) či pH ($r = 0,42$) ($p = 0,5$).



Obr. 9 Graf potenciální anaerobní respirace pro jednotlivé plochy (průměr + směrodatná odchylka). Písmena nad sloupci ukazují průkaznost rozdílů mezi plochami.

5.2.7 Potenciální produkce CH₄

Potenciální produkce CH₄ byla naměřena v rašelině z plochy s ostřicemi, z rákosiny a v nové rašelině. Na ostatních plochách byla potenciální produkce CH₄ v podstatě nulová. Nejvyšších hodnot dosahovala na ploše s ostřicemi (Obr. 10). Potenciální produkce CH₄ pozitivně korelovala s potenciální aerobní ($r = 0,79$) a anaerobní ($r = 0,90$) respirací ($p = 0,5$).



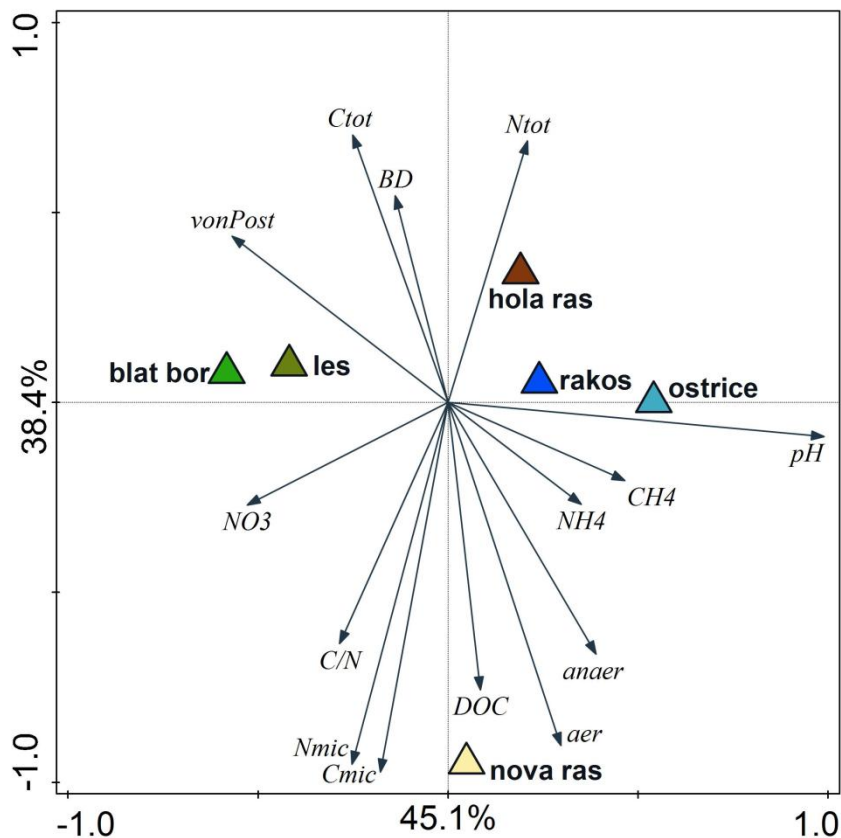
Obr. 10 Graf potenciální produkce CH₄ pro jednotlivé plochy (průměr + směrodatná odchylka). Písmena nad sloupci ukazují průkaznost rozdílů mezi plochami.

5.3 Výsledky PCA analýzy

Výsledky PCA analýzy, která byla provedena s použitím všech naměřených fyzikálně-chemických vlastností, ukázaly, že nová rašelina se výrazně lišila od ostatních ploch. Nová rašelina se lišila především velikostí mikrobiální biomasy a její aktivitou, které zde byly nejvyšší, naopak nízkou objemovou hmotností a nižším obsahem celkového uhlíku a dusíku. Revitalizované plochy (rákosina a plocha s ostřicemi) se výrazně odlišovaly od blátkového boru a lesa vyšším pH, produkcí CH₄ a nižším indexem dekompozice (von Post).

První ordinační osa vysvětluje 45,1 % a druhá 38,4 % variability. První osu lze interpretovat jako gradient pH rostoucí od blátkového boru po plochu s ostřicemi. Zároveň tato osa reprezentuje i měnící se vlhkostní podmínky, od nejsuššího blátkového boru a lesa, po revitalizované plochy s nejvlhčí plochou s ostřicemi, kde se hladina vody nacházela při povrchu. S těmito gradienty koreluje i produkce CH₄. Naopak negativní korelaci s výše zmíněnými proměnnými má index dekompozice či koncentrace NO₃.

Druhá osa odděluje především novou rašelinu od ostatních ploch. S touto osou pozitivně korelují proměnné jako je aerobní a anaerobní respirace, koncentrace DOC. Naopak negativní korelaci s těmito proměnnými ukazuje objemová hmotnost (Obr. 11).



Obr. 11 Znáornění rozdílů fyzikálně-chemických vlastností rašeliny na plochách různě ovlivněných těžbou a revitalizací a v nové rašelině pomocí ordinace PCA. % ukazují procenta vysvětlené variability.

6 Diskuze

6.1 Vegetace

Ve zbývající části blatkového boru se z mokřadní vegetace vyskytoval například rojovník bahenní a vlochyně bahenní a nacházel se zde i rašeliník. Avšak pokryvnost těchto diagnostických druhů blatkového boru byla nízká, což je následek dlouhodobého vlivu intenzivního odvodnění okolí, které ovlivnilo hladinu vody i v blatkovém boru. Nízká pokryvnost borovice blatky a rašeliníku a naopak výskyt krušiny olšové či borovice lesní poukazuje na degradaci blatkového boru, ke které došlo kvůli odvodnění okolního rašeliniště.

V lese zkoumaná struktura vegetace nasvědčovala, že nedošlo k obnově rašeliništního ekosystému, ale došlo spíše ke vzniku sekundárního lesního ekosystému, protože v lese jsem rozvoj mokřadní vegetace nepozorovala. Navíc se zde vyskytoval bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea*), jehož pokryvnost v průměru činila 45 %. Bezkoleneček modrý slouží jako indikátor minerotrofních podmínek anebo přímo mineralizace rašeliny a ukazuje na rozkolísaný vodní režim (Horn, 2009).

Na ploše s holou rašelinou celková pokryvnost rostlin dosahovala pouze 30 %. Z mokřadní vegetace se zde nacházel například rojovník bahenní a vlochyně bahenní, ale jejich pokryvnost byla velmi nízká. Vyskytovaly se zde i bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea*) a sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), které indikují minerotrofní podmínky (Horn, 2009; McCorry a Renou, 2003). Pravděpodobně vlivem nepříznivých podmínek na povrchu holé rašeliny je šíření rostlin velmi pomalé a povrch zůstává převážně bez vegetace i 37 let po ukončení těžby. Dalším faktorem způsobující zpomalení rekolonizace na této ploše je pravděpodobně skutečnost, že se jedná o plochu se starou na živiny chudou rašelinou a je zde malé množství vegetace, která by tuto plochu obohacovala o živiny. Podle Komulainen et al. (1999) je totiž rychlost rekolonizace rašeliniště závislá na dostupnosti živin. Na místech, která jsou na živiny chudá, probíhá rekolonizace pomaleji. Pro usnadnění šíření rostlin by bylo vhodné pokrýt holé plochy mulčem a rozšířit zde stélky rašeliníku a dalších mokřadních druhů rostlin. Na holé rašelině ani dalších plochách po průmyslové těžbě nebylo nikde pozorováno šíření suchopýru pochvatého, který bývá zcela typickým druhem, který je schopen kolonizovat rašeliniště po těžbě (Tuittilla et al., 2000b; Horn, 2009). Jeho absence pravděpodobně ukazuje na spíše minerotrofní charakter lokality.

Na revitalizovaných plochách, to znamená na ploše s ostřicemi a v rákosině, jsem zaznamenala rozvoj mokřadní vegetace, jako je například výskyt ostřice zobánkaté, rákosu obecného a rašeliníku. Všechny tyto druhy indikují zvýšenou hladinu podzemní vody a její stabilizaci. Výskyt rašeliníků, které se řadí mezi cílové druhy revitalizace, indikuje úspěšnost revitalizace na těchto plochách. Rašeliníky umožňují spuštění samoregulačních mechanismů, které způsobují obnovu rašelinotvorných procesů (González a Rochefort, 2014). Tudíž na těchto plochách můžeme předpokládat, že zde bude docházet k akumulaci nové rašeliny. Pokryvnost rašeliníků byla v rákosině o mnoho vyšší než na ploše s ostřicemi, přestože ostřice jsou považovány za podpůrné pro rašeliníky (Sliva a Pfadenhauer, 1999). Nižší pokryvnost rašeliníků mezi ostřicemi může být způsobená vysokou hladinou podzemní vody, která je po většinu roku nad povrchem. Na revitalizovaných plochách se vyskytovala i sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), která indikuje minerotrofní podmínky rašelinistiště obdobně ostřice zobánkatá či rákos (McCorry a Renou, 2003). Rozvoj minerotrofní rašelinistištní vegetace v revitalizované části je ovlivněn vodou z přehrazeného kanálu, která je pravděpodobně v kontaktu s minerálním podložím a je tedy minerálně bohatší.

Revitalizované plochy přispěly k vyšší biodiverzitě a je zde patrný potenciál k rozvoji rašelinistištní vegetace a hromadění nové rašeliny. Vyšší biodiverzita je způsobená rozvojem rašelinistištní vegetace, která indikuje obnovující se původní podmínky. Rozvoj rašelinistištní vegetace je spojen s dostatkem vody a se zvýšením pH, protože mezi hlavní příčiny úbytku rašelinistištní vegetace patří deficit vody a snížení pH, které jsou zapříčiněné odvodněním rašelinistiště (Hedberg et al., 2012).

Zkoumaná struktura vegetace potvrdila moji hypotézu, že dojde k rozvoji mokřadní vegetace s přítomností rašelinotvorných druhů na zaplavených plochách po těžbě. Důkazem je například přítomnost rákosu, ostřic a rašeliníků. Bylo potvrzeno, i že na plochách osázených lesem nebude přítomna mokřadní vegetace a bude zde docházet k další degradaci rašeliny, což může potvrzovat například vysoká pokryvnost bezkolence modrého, který poukazuje na mineralizaci rašeliny (Horn, 2009). Obdobnou situaci jsem očekávala na plochách ponechaných samovolné sukcesi, ale na ploše s holou rašelinou se mokřadní vegetace vyskytovala. Mokřadní vegetaci zde zastupovaly například rojovník bahenní či vlochyně bahenní, ale jejich pokryvnost byla velmi nízká.

6.2 Fyzikálně-chemické vlastnosti rašeliny

Akumulace nové rašeliny byla zjištěna pouze v rákosině, jejíž tloušťka dosahovala po 17 letech od revitalizace 6 – 8 cm, což je méně než polovina tloušťky nové rašeliny, která by se měla podle odhadu Lucchese et al. (2010) za 17 let naakumulovat. Podle jejich odhadu by měla tloušťka nové rašeliny za 17 let dosáhnout 19 cm. Na ploše s ostřicemi oproti druhé zkoumané revitalizované ploše – rákosině k akumulaci nové rašeliny nedošlo. Příčinou by mohla být nižší pokrývnost rašeliníků, které se považují za jedny z hlavních rašelinotvorných rostlin (González a Rochefort, 2014). Šíření rašeliníků v ostřici je pravděpodobně limitováno příliš vysokou hladinou vody, která je po většinu roku nad povrchem.

Objemová hmotnost rašeliny ukázala stejně jako u Urbanové a Bárty (2016) výrazné změny vlivem odvodnění a těžby. Stará rašelina vykazovala zvýšené hodnoty objemové hmotnosti, což je podle Urbanové a Bárty (2016) odrazem pokročilého rozkladu rašeliny v povrchových vrstvách po poklesu hladiny vody trvající několik desetiletí. Nejvyšší hodnoty objemové hmotnosti byly zaznamenány v lese. Na revitalizovaných plochách (v rákosině a na ploše s ostřicemi), kde je vyšší hladina vody a rašelinou prorůstá značné množství kořenů, byl zaznamenán pokles objemové hmotnosti ve srovnání s lesem. Nová rašelina, která představovala svrchní vrstvu rákosiny, měla nejnižší objemovou hmotnost, protože byla tvořena především odumřelými nerozloženými částmi rašeliníků. Objemová hmotnost pozitivně korelovala s obsahem nitrátů, které vznikají za aerobních podmínek. Aerobní podmínky mohou být způsobené poklesem hladiny vody, která zvyšuje dostupnost kyslíku a tím dochází k zvýšení mineralizace živin (Holden et al., 2004). Živiny uvolněné při aerobním rozkladu jsou z rašeliny snadno vyplavovány a tím dochází k jejímu dalšímu ochuzování (Holden et al., 2004). Proto je regenerace vegetace na staré rašelině obtížná.

Index dekompozice, takzvaný von Post index, ukazuje, do jaké míry je rašelina rozložena a často úzce koreluje s objemovou hmotností. Určuje se na základě vizuálního vyhodnocení, zda jsou v rašelině rozpoznatelné rostlinné zbytky a podle toho, jak se rašelina chová při zmáčknutí v dlani. Nejvyšší stupeň dekompozice byl pozorován pro rašelinu v lese následovanou blatkovým borem, protože zde byla rašelina již velmi rozložená. Na ploše s holou rašelinou, na ploše s ostřicemi a v rákosině měla rašelina nižší index dekompozice, pravděpodobně kvůli zvýšené hladině podzemní vody, která brání dalšímu rozkladu ale i množství nových odumřelých kořenů. Nejnižší index dekompozice byl u nové rašeliny, protože byla tvořena odumřelými nerozloženými částmi rašeliníků.

Obdobně jako u Urbanové a Bárty (2016) se u pH projevil vliv odvodnění, které způsobuje snížení pH. Nejnižší pH bylo změřeno v blatkovém boru následovaným lesem, které byly ovlivněny odvodněním. U nové rašeliny, plochy s holou rašelinou a rákosiny, kde je vyšší hladina vody oproti blatkovému boru a lesu, byly naměřeny i vyšší hodnoty pH oproti blatkovému boru a lesu. Průkazně nejvyšší pH bylo naměřeno na ploše s ostřicemi, kde byla hladina vody nejvyšší. Zvýšená hodnota pH je pravděpodobně způsobená tím, že voda je minerální a dodává tak rašelině živiny, čímž zvyšuje i její pH. Zvýšené pH pak může pozitivně ovlivňovat i mikrobiální aktivitu, ale i růst rostlin.

Obsah mikrobiálního uhlíku, který odráží množství mikroorganismů, společně s potenciální aerobní a potenciální anaerobní respirací, ukazují na výrazné zvýšení množství mikroorganismů a jejich aktivity v nové rašelině. Zvýšené množství mikroorganismů je pravděpodobně způsobeno tím, že se jedná o novou dostupnou organickou hmotu. Množství mikroorganismů nasvědčuje oživení rašeliny spojené se šířením rostlin. Stejně jako u Andersen et al. (2006) nebyl zjištěn významný rozdíl v obsahu mikrobiálního uhlíku mezi revitalizovanými plochami (rákosina, plocha s ostřicemi) a těžnými nerevitalizovanými plochami (les, plocha s holou rašelinou). Potenciální aerobní a anaerobní respirace byla nejvyšší u nové rašeliny, která je málo rozložená. Podle Glatzel et al. (2004) potenciální produkce CO₂ negativně koreluje s indexem dekompozice a jejich získaná data naznačují, že index dekompozice může být důležitou kontrolou aerobní a anaerobní produkce CO₂ a CH₄. V mém případě byla průkazná negativní korelace zjištěna mezi indexem dekompozice a potenciální aerobní respirací. Tyto výsledky ukazují na pokročilou dekompozici rašeliny, její výrazné ochuzení o dostupné látky a tedy limitaci mikrobiální aktivity. Podle Glatzel et al. (2004) je díky těžbě rašeliny redukována dostupnost uhlíku a živin pro heterotrofní mikroorganismy a dochází zde k zmenšení mikrobiální biomasy, která se projeví i menší aerobní a anaerobní respirací. Naopak na revitalizovaných plochách (na ploše s ostřicemi a v rákosině) byla pozorována zvýšená potenciální aerobní a anaerobní respirace než na nerevitalizovaných plochách. To pravděpodobně souvisí s rozvojem vegetace a tedy vstupem nového snadno dostupného substrátu v podobě odumřelých zbytků rostlin a kořenových exsudátů.

Potenciální produkce CH₄ byla zjištěna u revitalizovaných ploch (rákosina, plocha s ostřicemi) a u nové rašeliny. Produkce CH₄ poukazuje na obnovu anaerobních podmínek a jejich stabilizaci. Největší hodnoty byly naměřeny na ploše s ostřicemi, kde je hladina vody trvale při povrchu a tudíž jsou zde vhodné podmínky pro rozvoj metanogenního společenstva, které vyžaduje stabilní anaerobní podmínky. Navíc ostřice, které jsou zde dominantní, dodávají substrát pro metanogenezi (Ström et al., 2012). Metanogeneze vyžaduje dlouhodobé anaerobní podmínky a dostatečné zásobování substrátem (Glatzel et al., 2004). Potenciální produkce CH₄ pozitivně koreluje s potenciální aerobní i anaerobní respirací. To odráží zvýšenou dostupnost substrátu na revitalizovaných plochách a také zvýšenou aktivitu ostatních anaerobních mikroorganismů, které dodávají substrát metanogenům.

Měřené parametry potvrdili moji hypotézu, že na zaplavených plochách dojde vlivem zvýšení hladiny vody a rozvoje mokřadní vegetace ke zvýšení mikrobiální biomasy, potenciální aerobní i anaerobní respirace a obnově produkce CH₄. Obsah mikrobiálního uhlíku sice neprokázal výrazné rozdíly mezi zaplavenými a těženými nerevitalizovanými plochami, ale potenciální aerobní a anaerobní respirace a produkce CH₄ naznačují, že zde došlo k oživení mikrobiálního společenstva, pravděpodobně díky rozvoji vegetace a zvýšení pH. Obnova potenciální produkce CH₄ společně s potenciální anaerobní respirací ukazuje na obnovu a stabilizaci anaerobních podmínek na zaplavených plochách. Potenciální aerobní a anaerobní respirace a obnova produkce CH₄ mohou sloužit jako vhodné indikátory obnovy po zaplavení. Dále součástí mé hypotézy bylo, že na zaplavených plochách dojde k akumulaci nové rašeliny, ale akumulace nové rašeliny byla zjištěna pouze v rákosině. Na ostatních plochách by bylo vhodné rozvoj rašelinotvorné vegetace podpořit reintrodukcí stélek rašeliníku a jiných mokřadních rostlin.

7 Závěr

První hypotéza na základě, které jsem očekávala rozvoj mokřadní vegetace s přítomností rašelinotvorných druhů na zaplavených plochách, byla potvrzena. Naopak na plochách ponechaných samovolné sukcesi či osázených lesem se mokřadní druhy nevyskytovaly vůbec nebo pouze s nízkou pokrývností. V souvislosti s rozvojem mokřadní vegetace jsem očekávala, že na zaplavených plochách dojde k tvorbě nové rašeliny. Avšak nová rašelina se nacházela pouze v rákosině. Na základě druhé hypotézy jsem předpokládala, že na zaplavených plochách způsobí zvýšení hladiny vody a rozvoj mokřadní vegetace zvýšení mikrobiální biomasy, potenciální aerobní i anaerobní respirace a obnovu produkce CH₄. Obsah mikrobiálního uhlíku sice neukázal významné rozdíly mezi zaplavenými plochami a těžnými nerevitalizovanými plochami, ale potenciální produkce CH₄ a zvýšená potenciální aerobní a anaerobní respirace na zaplavených plochách poukazují na zvýšenou aktivitu mikrobiálního společenstva a pozitivní vliv revitalizace. Obnova potenciální produkce CH₄, potenciální aerobní a anaerobní respirace mohou být použity jako vhodné indikátory úspěšnosti obnovy rašeliniště po zaplavení.

Na základě měřených parametrů a struktury vegetace lze revitalizaci rašeliniště Borkovická blata považovat za úspěšnou. Struktura vegetace ukázala, že došlo k rozvoji mokřadní vegetace s přítomností rašelinotvorných druhů. Revitalizace vedla k zvýšení biodiverzity rašeliniště a k rozvoji vegetace blízké minerotrofnímu rašeliništi. Potenciální aerobní a anaerobní respirace na zaplavených plochách poukazují na zvýšení aktivity mikrobiálního společenstva. Potenciální anaerobní respirace a produkce CH₄ dále nasvědčují, že na zaplavených plochách došlo k obnově a stabilizaci anaerobních podmínek. Vlivem zvýšení hladiny vody a šíření vegetace byla na zaplavených plochách zaznamenána tendence snížení objemové hmotnosti a indexu dekompozice. V rákosině došlo i k akumulaci nové rašeliny. Všechny tyto parametry tedy ukazují na pozitivní vliv revitalizace.

Pro další management by bylo vhodné zvýšení hladiny vody v blatkovém boru, aby nedocházelo k jeho další degradaci. Na holých plochách by byla vhodná reintrodukce rostlin, například rozptýlení stélek rašeliníků a mulče, aby došlo k obnově vegetačního krytu. Další revitalizace by byla však reálná pouze pro centrální část rašeliniště.

8 Seznam použité literatury

Andersen R., Francez A. J., Rochefort L. 2006. The physicochemical and microbiological status of a restored bog in Québec: identification of relevant criteria to monitor success. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1375-1387.

Andersen R., Rochefort L., Poulin M. 2010. Peat, Water and Plant Tissue Chemistry Monitoring: A Seven-Year Case-Study in a Restored Peatland. *Wetlands* 30: 159–170.

Bastl M., Štechová T., Prach K. 2009. Effect of disturbance on the vegetation of peat bogs with *Pinus rotundata* in the Třeboň Basin, Czech Republic. *Preslia* 81: 105-117.

Bellamy P. E., Stephen L., Maclean I. S., Grant M. C. 2012. Response of blanket bog vegetation to drain-blocking. *Applied Vegetation Science* 15: 129–135.

Bernhardt E. S., Sudduth E. B., Palmer M. A. 2007. Restoring rivers one reach at a time: Results from a survey of US river restoration practitioners. *Restoration Ecology* 15: 482-493.

Bernhardt E. S., Palmer M. A. 2011. Evaluating River Restoration. *Ecological Applications* 21: 1925-1925.

Bojková J., Čížková H., Kučerová A., Rádková V., Soldán T., Svidenský R., Vrba J. 2015. Monitoring of the restored streams in the Vltavský Luh (Šumava National Park). *Silva Gabreta* 21: 73–79.

Bortoluzzi E., Epron D., Siegenthaler A., Gilbert D., Buttler A. 2006. Carbon balance of a European mountain bog at contrasting stages of regeneration. *New Phytologist* 172: 708–718.

Brookes P.C., Kragt J.F., Powlson D.S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil-nitrogen: the effects of fumigation time and temperature. *Soil Biology & Biochemistry* 17: 831-835.

Bufková I., Stíbal F. 2012. Restoration of drained mires in the Šumava National Park. -In: Ecological restoration in the Czech Republic. Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. (eds.). AOPK ČR. Praha: 80–82.

Dale V. H., Beyeler S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3–10.

Davis R. B., Anderson D. S. 2001. Classification and Distribution of Freshwater Peatlands in Maine. *Northeastern Naturalist* vol. 8 no. 1: 1–50.

Dohnal Z., Kunst M., Mejstřík V., Raučina Š., Vydra V. 1965. Československá rašeliniště a slatiniště. Nakladatelství Československé akademie věd. Praha, 336 p.

Douda V. 1940. Těžba palivové rašeliny na Blatech. Lesnická práce 19. Písek: 433–445.

Fischer D. 2010. Orientační ichtyologický a inventarizační batrachologický a herpetologický průzkum lokalit Borkovická blata, pískovna Jitra a tůně u Sempry. Jihočeský kraj, 31 p.

Glatzel S., Basiliko N., Moore T. 2004. Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested and restored sites. *Wetlands* 24: 261-267.

González E., Rochefort L., Boudreau S., Hugron S., Poulin M. 2013. Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators* 32: 232–238.

González E., Rochefort L., Boudreau S., Poulin M. 2014. Combining indicator species and key environmental and management factors to predict restoration success of degraded ecosystems. *Ecological Indicators* 46: 156 – 166.

González E., Rochefort L. 2014. Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering* 68: 279 – 290.

Grootjans A. P., Diggelen R. v., Joosten H., Smolders A. J. P. 2012. Restoration of Mires. –In: *Restoration Ecology: The New Frontier*. Andel J. v., Aronson J. (eds.). Blackwell Publishing Ltd. Oxford: 203-213.

Haapalehto T. O., Vasander H., Jauhiainen S., Tahvanainen T., Kotiaho J. S. 2011. The Effects of Peatland Restoration on Water-Table Depth, Elemental Concentrations, and Vegetation: 10 Years of Changes. *Restoration Ecology* Vol. 19, No. 5: 587–598.

Havelka F., Zemek F., Ferda J., Jeník J., Soukupová L., Spitzer K., Jankovská V., Rybníček K., Kučera S., Kotlaba F., Janda J., Pykal J., Polák V., Matouš J., Dvořák J., Horna V., Čejka B. 1989. Rašeliniště a jejich racionální využívání. Dům techniky ČSVTS. České Budějovice, 130 p.

Hedberg P., Kotowski W., Saetre P., Mälson K., Rydin H., Sundberg S. 2012. Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. *Biological Conservation* 147: 60-67.

Holden J., Chapman P. J., Labadz J. C. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28: 95-123.

Höper H., Augustin J., Cagampan J. P., Drösler M., Lundin L., Moors E., Vasander H., Waddington J. M., Wilson D. 2008. Restoration of peatlands and greenhouse gas balances. -In: *Peatlands and climate change*. Strack M. (eds.). International Peat Society. Finland: 182-210.

- Horn P. 2009.** Ekologie rašelinišť na Šumavě. Ph.D. Thesis. Přírodovědecká fakulta, Jihočeská Univerzita. České Budějovice, 139 p.
- Jauhiainen S., Laiho R., Vasander H. 2002.** Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici* 39: 185-199.
- Joosten H., Clarke D. 2002.** Wise use of mires and peatlands – background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society. Finland, 304 p.
- Jóža M., Vonička P. 2004.** Jizerskohorská rašeliniště. Jizersko-ještědský horský spolek. Liberec, 159 p.
- Just T., Pithart D., Bufková I. 2012.** Wetlands and streams. -In: Ecological restoration of the Czech Republic. Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds.). AOPK ČR. Praha: 65–86.
- Kareksela S., Haapalehto T., Juutinen R., Matilainen R., Tahvanainen T., Kotiaho J.S. 2015.** Fighting carbon loss of degraded peatlands by jump-starting ecosystem functioning with ecological restoration. *Science of the Total Environment* 537: 268–276.
- Komulainen V. M., Tuittila E. S., Vasander H., Laine J. 1999.** Restoration of drained peatlands in southern Finland: initial effects on vegetation change and CO₂ balance. *Journal of Applied Ecology* 36: 634–648.
- Konvalinková P. 2010.** Spontaneous vegetation succession in mined peatlands. PhD. Thesis, University of South Bohemia, Faculty of Science. České Budějovice, Czech Republic, 97 p.
- Kučerová A., Abazid D. 2014.** Podklady pro plán péče EVL Borkovická blata. Implementace a péče o území soustavy Natura 2000 v Jihočeském kraji 2009-2013, 169 p.
- Laiho R. 2006.** Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2011-2024.
- Laine J., Vasander H., Laiho R. 1995.** Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32: 785–802.
- Lucchese M., Waddington J.M., Poulin M., Pouliot R., Rochefort L., Strack M. 2010.** Organic matter accumulation in a restored peatland: evaluating restoration success. *Ecological Engineering* 36: 482–488.
- McCorry M. J., Renou F. 2003.** Ecology and management of *Juncus effusus* (soft rush) on cutaway peatlands. *Forest Ecosystem Research Group* 69, 66 p.

- Nurulita Y., Adetutu E. M., Gunawan H., Zul D., Ball A. S. 2016.** Restoration of tropical peat soils: the application of soil microbiology for monitoring the success of the restoration process. *Agriculture Ecosystems and Environment* 216: 293–303.
- Paavilainen E. 1976.** Effect of Drainage and Fertilization of Peatlands on the Environment. *Ecological Bulletins* 21: 137-141.
- PP01** – Plán péče pro zvláště chráněné území Borkovická blata na období od 1996 do 2005.
- PP02** – Plán péče pro PR Borkovická blata navrhovanou k přehlášení na období 2000 – 2005. AOPK ČR.
- PP03** – Plán péče pro přírodní rezervaci Borkovická blata na období od 1.1. 2006 do 31.12. 2015. AOPK ČR.
- Poulin M., Andersen R., Rochefort L. 2012.** A new approach for tracking vegetation change after restoration: a case study with peatlands. *Restoration Ecology* 21: 363-371.
- Price J.S., Whitehead G.S. 2001.** Developing hydrologic thresholds for Sphagnum recolonization on an abandoned cutover bog. *Wetlands* 21: 32–40.
- 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. 2006.** The biology of peatlands. Oxford University Press Inc. New York, 343 p.
- Schrautzer J., Sival F., Breuer M., Runhaar H., Fichtner A. 2013.** Characterizing and evaluating successional pathways of fen degradation and restoration, *Ecological Indicators* 25: 108-120.
- Sliva J., Pfadenhauer J. 1999.** Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany – a comparison of methods. *Applied Vegetation Science* 2: 137-148.
- Soukupová L. 2003.** Czech Republic (Czechia). –In: Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation in Central Europe. Bragg O., Lindsay R. (eds.). Wetlands International. The Netherlands: 38-38.
- Strack M. 2008.** Summary for policymakers “wise use of peatlands and climate change. -In: Peatlands and climate change. Strack M. (eds.). International Peat Society. Finland, 13-23.
- Strack M., Waddington J. M., Turetsky M., Roulet N. T., Byrne K. A. 2008.** Northern peatlands, greenhouse gas exchange and climate change. -In: Peatlands and climate change. Strack M. (eds.). International Peat Society. Finland: 44-69.

- Ström L., Tagesson T., Mastepanov M., Christensen T. R. 2012.** Presence of *Eriophorum scheuchzeri* enhances substrate availability and methane emission in an Arctic wetland. *Soil Biology & Biochemistry* 45: 61-70.
- Sundh I., Nilsson M., Mikkilä C., Granberg G., Svensson B. H. 2000.** Fluxes of Methane and Carbon Dioxide on Peat-Mining Areas in Sweden. *Ambio* Vol. 29 No. 8: 499-503.
- Svoboda A., Dubrovský V., Vlach P. 2014.** Podklady pro plán péče EVL Borkovická blata. Implementace a péče o území soustavy Natura 2000 v Jihočeském kraji 2009-2013, 51 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. 2000.** Restoring vegetation and carbon dynamics in a cut-away peatland. The faculty of Science, University of Helsinki. Helsinki, 38 p.
- Tuittila E. S., Vasander H., Laine J. 2000a.** Impact of rewetting on the vegetation of a cutaway peatland. *Applied Vegetation Science* 3, 205–212.
- Tuittila E. S., Rita H., Vasander H., Laine J. 2000b.** Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. *Canadian Journal of Botany* 78: 47-58.
- Urbanová Z., Bárta J. 2016.** Effects of long-term drainage on microbial community composition vary between peatland types. *Soil Biology & Biochemistry* 92: 16–26.
- Urbanová Z., Straková P., Kaštovská E. 2018.** Response of peat biogeochemistry and soil organic matter quality to rewetting in bogs and spruce swamp forests. *European Journal of Soil Biology* 85: 12–22.
- Vance E. D., Brookes P. C., Jenkinson D. S. 1987.** An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 703-707.
- Vasander H., Tuittila E. S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantausta T., Heikkilä R., Pitkänen M. L., Laine J. 2003.** Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11: 51–63.
- Waddington J. M., Day S. M. 2007.** Methane emissions from a peatland following restoration. *Journal of Geophysical Research* 112: G03018.
- 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.

9 Přílohy

9.1 Fotodokumentace



Obr. 12 Blatkový bor.



Obr. 13 Rašelina odebraná v blatkovém boru.



Obr. 14 Les.



Obr. 15 Rašelina odebraná v lese.



Obr. 16 Plocha s holou rašelinou.



Obr. 17 Rašelina odebraná na ploše s holou rašelinou.



Obr. 18 Plocha s ostřicemi.



Obr. 19 Rašelina odebraná na ploše s ostřicemi.



Obr. 20 Rákosina.



Obr. 21 Rašelina odebraná v rákosině.

9.2 Fytocenologické snímkování

Tab. 3 Fytocenologická tabulka procentuelní pokrývnosti jednotlivých vegetačních pater a zaznamenaných druhů rostlin.

Vegetační typ	blatkový bor			les			revit., rákosina			revit., ostřice			holá rašelina		
	P1	P2	P3	L1	L2	L3	R1	R2	R3	Z1	Z2	Z3	RS1	RS2	RS3
číslo snímku	P1	P2	P3	L1	L2	L3	R1	R2	R3	Z1	Z2	Z3	RS1	RS2	RS3
plocha snímku (m ²)	16	16	16	16	16	16	4	4	4	16	16	16	16	16	16
Počet druhů	6	10	8	8	6	8	5	6	10	10	8	16	6	8	9
Pokrývnosti vegetačních pater															
E3 (%)	5	50	20	90	50	75	10	10	20	0	0	0	25	25	5
E2 (%)	20	30	40	20	30	35	5	0	0	0	2	10	0	0	0
E1 (%)	80	60	80	30	50	70	40	70	70	50	45	30	5	15	25
E0 (%)	60	10	20	15	4	13	95	5	90	15	9	35	0	0,5	0,1
E3															
<i>Betula pendula</i>		45			50	5									
<i>Picea abies</i>				20											
<i>Pinus sylvestris</i>			20	90		75	10	10	20				25		2
<i>Pinus uncinata</i>	5	10											25		2
E2															
<i>Betula pendula</i>											2	5			
<i>Betula pubescens</i>				7			5					2			
<i>Frangula alnus</i>	20	30	40	5	30	35									
<i>Picea abies</i>				5								1,5			
<i>Pinus sylvestris</i>												3			
<i>Salix caprea</i> L.				10											

Tab. 4 Fytocenologická tabulka – pokračování.

Vegetační typ	blatkový bor			les			revit., rákosina			revit., ostřice			holá rašelina		
	P1	P2	P3	L1	L2	L3	R1	R2	R3	Z1	Z2	Z3	RS1	RS2	RS3
E1															
<i>Betula pubescens</i> juv.									1						
<i>Calluna vulgaris</i>													0,2	0,4	
<i>Carex canescens</i>								50							
<i>Carex flava</i>															3
<i>Carex rostrata</i>										35	30	25			
<i>Drosera rotundifolia</i>									0,5	0,2	3	1		0,5	0,5
<i>Dryopteris carthusiana</i>	2	0,5	1		1		5			2					
<i>Eriophorum angustifolium</i>												0,1			
<i>Frangula alnus</i> juv.				2		3							0,5		
<i>Juncus articulatus</i> L.												0,1			
<i>Juncus conglomeratus</i>								0,2	5			0,2			0,4
<i>Juncus effusus</i> L.								0,7	5	0,5		2			8
<i>Ledum palustre</i> L.	15	5	15										0,4	5	
<i>Lysimachia vulgaris</i>									3	5					
<i>Marchantiophyta</i>										2	0,5				
<i>Molinia caerulea</i>				20	50	70			30		10	5	2	5	15
<i>Phalaris arundinacea</i>										1		0,3			
<i>Phragmites australis</i>							40	40	30						
<i>Picea abies</i> juv.						3									
<i>Rubus</i> sp.					2	0,5									

Tab. 5 Fytocenologická tabulka – pokračování.

Vegetační typ	blatkový bor			les			revit., rákosina			revit., ostřice			holá rašelina		
	P1	P2	P3	L1	L2	L3	R1	R2	R3	Z1	Z2	Z3	RS1	RS2	RS3
E1															
<i>Salix cinerea</i> L.										5	5	5			
<i>Salix pentandra</i>												0,5			
<i>Salix species</i>									1						
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	75	60	70	10		3							0,1	0,5	0,1
<i>Vaccinium uliginosum</i> L.		1												5	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		0,3	0,3												
E0															
<i>Sphagnum</i>	0	6	6	0	0	0	95	5	90	10	5	35	0	0	0
ostatní mechy	60	4	16	15	4	13	0	0	0	4	4	2	0	0,5	0,1