

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta

Katedra Biologických disciplín

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

**Návrh ekologického monitoringu revitalizované nivy Hučiny (NP
Šumava)**

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce:

Doc. RNDr. Hana Čížková, CSc.

Autor:

Bc. Miroslav Sláma

2012

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Návrh ekologického monitoringu revitalizované nivy Hučiny (NP Šumava)“ vypracoval samostatně na základě vlastních experimentálních výsledků a literárních pramenů uvedených v seznamu literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích, dne

Podpis

Poděkování:

Nejvíce bych chtěl poděkovat vedoucí mé diplomové práce Doc. RNDr. Haně Čížkové za odborné rady, připomínky a zapůjčení literatury. Za poskytnuté materiály bych chtěl poděkovat pracovníkům z NP Šumava RNDr. Ivaně Bufkové, PhD. a Ing. Evě Zelenkové. Dále bych chtěl poděkovat Ing. Richardu Svidenskému, který mi místo umožnil zpracování výsledků mapování na svém počítači.

Anotace

Cílem práce bylo vypracovat návrh dlouhodobého monitoringu vegetace a určujících ekologických faktorů, který by zdokumentoval efekt plánované revitalizace nivy potoka Hučiny.

Pro sledování dynamiky společenstev byl navržen systém trvalých ploch a tyto plochy byly založeny. Pro sledování pokryvnosti mechového a bylinného patra byla navržena metoda odhadu pokryvnosti či grafické metody. Pro sledování vývoje pokryvnosti dřevin byla navržena metoda bazální pokryvnosti. Mapování společenstev je vhodné provádět formou přímého mapování.

Z vodních charakteristik je nejdůležitější sledovat hladinu podzemní vody, konduktivitu a pH vody. Jako doplňková měření jsou navrženy metodiky pro měření celkového obsahu NH_4^+ , PO_4^{3-} , NO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , celkového Fe, K^+ , Na^+ , huminových kyselin a celkového obsahu organického uhlíku (TOC).

Pro výzkum půdních charakteristik byly navrženy metody měření momentní vlhkosti půdy (W_{mom}), maximální kapilární vodní kapacity (MKK), retenční vodní kapacity (RVK_{24}), objemové hmotnosti, pórovitosti půdy a obsahu organických látek.

V této práci byla prakticky využita metoda přímého mapování a proběhlo měření výčetní tloušťky stromů.

Klíčová slova

vrchoviště, revitalizace, monitoring

Annotation

The aim of this work was to design long-term monitoring of vegetation and environmental factors which would document the effect of the planned revitalization of Hučina brook floodplain.

In order to monitor the dynamics of plant communities the system of permanent plots have been designed and established. Visual estimation of cover or graphical methods were proposed for the monitoring of the development of the moss and herb layers. The method of basal cover is considered best for the monitoring of the development of the tree layer. Mapping of plant communities should be made in the form of direct mapping.

The monitored water characteristics should include the groundwater level, water conductivity and pH. Beneficial additional measurement comprise estimation of total NH_4^+ , PO_4^{3-} , NO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , total Fe, K^+ , Na^+ , humic acids and total organic carbon (TOC).

The important soil characteristics include actual soil moisture content (W_{mom}), the maximum capillary capacity (MKK), water-holding capacity (RVK_{24}), bulk density, porosity and soil organic matter. In addition to the monitoring design, this work brings data on vegetation composition gathered by direct mapping and measurement of the breast height diameter of trees.

Keywords

bogs, restoration, monitoring

Obsah

1 Úvod	8
2 Literární rešerše	9
2.1 Terminologie	9
2.2 Mokřady	10
2.2.1 Definice	10
2.2.2 Vlastnosti mokřadní půdy	11
2.2.3 Vlastnosti mokřadní vegetace	11
2.2.4 Typy mokřadů v ČR a jejich určující vlastnosti.....	12
2.3 Klíčové faktory určující složení rostlinných společenstev mokřadů	16
2.3.1 Záření	16
2.3.2 Teplota.....	16
2.3.3 Živiny	17
2.3.4 Sorpční kapacita a výměna iontů v půdě.....	17
2.3.5 Půdní reakce	18
2.3.6 Hydrologický režim.....	18
2.4 Revitalizace rašelišť a podmáčených smrčín	20
2.4.1 Obecné zásady	20
2.4.2 Výsledky provedených revitalizací	22
2.5 Cíle práce	23
3 Popis zkoumané lokality	24
3.1 Vltavský luh	24
3.2 Niva potoka Hučina.....	25
3.3 Revitalizace nivy Hučiny	27
4 Metodika	29
4.1 Vymezení trvalých ploch	29
4.2 Mapování rostlinných společenstev	30
4.3 Výčetní tloušťka stromů	30
5 Výsledky	31
5.1 Mapa biotopů	31
5.2 Zastoupení dřevin na trvalých plochách	33
5.2.1 Počet jedinců	33

5.2.2 Výčetní tloušťky	34
6 Diskuse	37
6.1 Současné zastoupení mokřadních biotopů na lokalitě.....	37
6.2 Mapa biotopů	40
6.3 Návrh monitoringu	41
6.3.1 Základní monitoring	41
6.3.2 Optimální monitoring.....	45
6.4 Monitoring, který již proběhl.....	46
6.5 Návrh doplňujících měření pro rok 2012	46
7 Závěr.....	48
8 Použitá literatura	49
9 Přílohy	55

1. Úvod

Šumavská rašeliniště jsou velmi cenné biotopy připomínající spíše přírodu severské tundry než lesy střední Evropy. Rašeliniště jsou často útočištěm vzácných druhů rostlin, které se zde vyskytují od konce dob ledových (glaciální relikty). Rašeliniště jsou významná z hlediska vodního režimu a zadržování vody. Mokřady také významně ovlivňují místní klima, neboť díky výparu vody přispívají k ochlazení krajiny a podporují tak místní srážky v malém koloběhu vody.

Meliorační úpravy na malých vodních tocích provedené v minulosti na Šumavě mají často i v současné době dopad na vodní režim okolí a snižují retenci vody v krajině. Zájmové území bylo v minulosti ovlivněno regulačními zásahy v podobě napřímení koryta potoka a vyhloubením řady odvodňovacích rýh. Tyto úpravy zapříčinily postupnou degradaci cenných blatkových borů. Odstranění těchto úprav je prováděno v rámci Programu revitalizace šumavských rašelinišť a mokřadů.

Tato práce popisuje možné metody výzkumu, které by co nejlépe zachytily stav a dynamiku vzácných rašeliništních společenstev po revitalizaci. Tato práce probíhala v součinnosti s NP Šumava a po úvodní konzultaci s RNDr. Ivanou Bufkovou, která má s touto problematikou značné zkušenosti.

2 Literární rešerše

2.1 Terminologie

Společenstvo rostlin:

Soubor populací rostlin různých druhů rostoucích společně na určitém stanovišti. Na každý rostlinný druh je potravně vázáno více živočišných druhů, takže kombinace rostlinných druhů každé fytoocenózy obsahuje i specifickou kombinaci druhů živočišných (Jakrlová, Pelikán 1999).

Biotop:

Stanoviště, sídliště, místo, v němž žije společenstvo organismů, biocenóza (tedy i její populace a jedinci). Je charakterizován podmínkami podnebí, podmínkami půdního podkladu i vlivy okolních organismů, tj. abiotickými i biotickými vlastnostmi prostředí. Rozlišujeme biotopy terestrické, vodní, luční, lesní, jezerní, mořské apod. (Colin et. al. 2010).

V botanice a lesnictví se termín stanoviště používá pro soubor převážně abiotických podmínek, v nichž se vyskytuje rostlinné společenstvo. Stanovištěm se tedy rozumí hlavně půda a klimatické podmínky, ne však samotné společenstvo (Chytrý 2000).

Přítomnost vybraných stanovišť jsou jedním z nejdůležitějších kritérií pro začlenění území do soustavy Natura 2000. Podle programu Natura 2000 je v České republice definováno 58 typů přírodních stanovišť. Tyto stanoviště jsou vyjmenovány ve směrnici 92/43/EHS a v usnesení výboru Bernské úmluvy. Pro charakteristiku těchto stanovišť se většinou užívá fytoocenologické klasifikace vegetace (tzv. curyšsko-montpelliérské klasifikace) (Chytrý, Kučera 1999).

Lokalita:

Naleziště, místo výskytu na zemském povrchu, určené zeměpisnou délkou a šířkou i nadmořskou výškou, kde byla nalezena nějaká přírodnina, lidské sídlo nebo jiný objekt (Jakrlová, Pelikán 1999).

2.2 Mokřady

2.2.1 Definice

Slovo mokřad se užívá v českém jazyce jako ekvivalent pro anglické slovo „wetland“. Pod tímto pojmem si můžeme představit bažiny, rašeliniště, tůňe, rybníky, slatiniště, rákosiny, blata, vlhké a lužní louky. Můžeme si jej představit také jako území, které je stále či jen po určité období roku zatopené nebo území s půdou trvale nasycenou vodou.

Dle Mitsche, Gosselinka (2000) je mokřad přechodový ekosystém mezi suchozemským a vodním ekosystémem, který by měl splňovat alespoň 3 hlavní podmínky:

1. Přítomnost vody, buď na povrchu nebo uvnitř prokořeněné vrstvy půdy.
2. Jedinečné půdní podmínky odlišné od přilehlých, výše položených ploch.
3. Mokřadní rostliny adaptované na vysokou půdní vlhkost (tzv. hydrofyty), absence rostlin nesházejících vlhkost.

Mokřad je také možné brát jako ekosystém, který vzniká, když v důsledku zaplavení vodou v půdě převáží anaerobní procesy, což podpoří osídlení organismy (převážně rostlinami) přizpůsobenými na zaplavení (Keddy 2002).

Řada mokřadů patří k nejproduktivnějším ekosystémům na Zemi. Z vodohospodářského hlediska mokřady zlepšují zadržování vody v krajině a podílejí se na zlepšování kvality vody. Mají velký význam pro stabilizaci globálních cyklů uhlíku, dusíku i síry. Jsou charakteristické větší druhovou pestrostí než jiné ekosystémy a vyskytuje se zde mnoho kriticky ohrožených druhů rostlin i živočichů.

Úbytek mokřadních biotopů značně ohrožuje druhy, které jsou na tyto biotopy vázány. Kvůli velkému významu biodiverzity mokřadů vznikla Ramsarská úmluva, která vstoupila v platnost v roce 1975. Podle Ramsarské úmluvy se mokřadem rozumí „území bažin, slatin, rašelinišť i území pokrytá vodou, přirozená i uměle vytvořená, trvalá či dočasná, s vodou stojatou či tekoucí, sladkou, brakickou či slanou, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje 6 m. K mokřadům lze dle Ramsarské konvence zařadit také člověkem vytvořené mokřady jako rybníky, nádrže, zavlažovanou zemědělskou půdu, jezera vzniklá těžbou šterkopísku, závlahová pole, vegetační čistírny a kanály (ramsar.org 2011).

2.2.2 Vlastnosti mokřadní půdy

Hlavní odlišnost mokřadních půd od suchozemských je v jejich vodním režimu. Mokřady jsou přechodný typ prostředí mezi suchozemskými a vodními ekosystémy. Zaplavení mokřadních půd omezuje výměnu plynů mezi půdou a atmosférou. V provzdušněné půdě je běžně přítomný kyslík, zatímco v zaplavené půdě je kyslík přítomen pouze v tenké vrstvě u povrchu půdy. V této vrstvě se dále vyskytují oxidované prvky (dusík ve formě NO_3^- , železo ve formě Fe^{3+} , síra ve formě SO_4^{2-} a mangan ve formě Mn^{4+}) (Čížková, Šantrůčková 2006).

V zamokřených půdách je uhlík ukládán na poměrně dlouhou dobu. V prostředí bez kyslíku je zpomalena nebo až zastavena přeměna organických látek. Pokud nedojde k odvodnění půdy, dochází k ukládání organické hmoty a tím uhlíku v mokřadní půdě. Tato zásobárna uhlíku je dlouhodobá a stabilní. Mokřadní ekosystém se stává v tomto případě vazáčem uhlíku (Dušek et. al. 2008).

2.2.3 Vlastnosti mokřadní vegetace

Intenzivní růst rostlin v zamokřených biotopech umožňuje morfologické a anatomické adaptace. Podzemní orgány mokřadních rostlin jsou totiž v prostředí, v němž je kyslík rychle vyčerpán. Tyto rostliny si proto vyvinuly řadu alternativních způsobů zásobení buněk kyslíkem prostřednictvím tzv. vnitřního provětrávání (Armstrong *et al.* 1994).

Pro vnitřní provětrávání jsou klíčovou strukturou vzdušné prostory. Vzdušné pletivo – aerenchym vzniká rozestoupením buněk, jejich lyzí či kombinací obou procesů. Nejvíce vyvinutý aerenchym mají mokřadní rostliny z čeledi lipnicovitých, sítinovitých a šáchorovitých. Obsah vzduchu v kořenech u zástupců těchto čeledí dosahuje 30 – 50 % objemu kořene. Některé mokřadní druhy rostlin, kterým druhotně tloustnou kořeny, se přizpůsobily na zamokření pomocí velmi porézní druhotné kůry (feloderm). Tyto strukturní adaptace jsou vyvinuty u mnoha jednoděložných i dvouděložných mokřadních bylin (podrobněji rešerše Čížkové 2006).

U všech rostlin vystavených podmínkám zaplavení dochází k úniku kyslíku z kořenů do rhizosféry (Armstrong *et al.* 1994). Mokřadní rostliny mohou tento únik do značné míry omezovat. Některé části starších oddenků vytvářejí tzv. ochranné bariéry. Jde o podpovrchové a povrchové vrstvy pletiv, tvořené buňkami se ztloustlými buněčnými stěnami, které jsou navíc impregnované ligninem, kutinem nebo suberinem. Tyto pletiva mají dvojí funkci, protože brání proti úniku plynů z pletiv do okolí a

zároveň slouží jako ochrana proti průniku fyto toxinů z anaerobního prostředí okolí do pletiv kořene. Zároveň může sloužit také jako částečná ochrana porézních kořenů proti mechanickému poškození (Čížková 2006).

I přes řadu strukturních adaptací vůči zamokření někdy dochází k situacím, kdy je přísun kyslíku omezen nebo přerušen. Při náhlé záplavě často dochází k situacím, kdy je celá rostlina pod vodou a nemá přístup k atmosféře. I při nedostatku kyslíku jsou buňky schopné po určitou dobu přežívat. Je to možné díky změnám v buněčném metabolismu. Podstatou těchto změn je schopnost získávání energie pro buněčný metabolismus anaerobní fermentací. Jako koncový produkt pak vzniká ethanol. Všechny vyšší rostliny mají schopnost po určitou dobu přežívat bez přítomnosti kyslíku, ale mokřadní rostliny vydrží bez kyslíku mnohem delší dobu. Avšak ani tyto metabolické adaptace neumožňují rostlině přežívat v zaplaveném prostředí napořád. Podle druhu je rostlina schopna přežít v zaplaveném prostředí od několika hodin po několik měsíců (Čížková 2006).

2.2.4 Typy mokřadů v ČR a jejich určující vlastnosti

Podrobnou klasifikaci mokřadů uvádí řada autorů. Zajíčková (2005) uvádí základní dělení na mokřady umělé a přirozené. Mezi přirozené mokřady se řadí říční nivy včetně lužních lesů, rašeliniště a slatiniště, mokré louky a podmáčené smrčiny, rybníky, jezera a jejich litorály. Mezi umělé mokřady se řadí zatopené lomy a pískovny a kořenové čistírny odpadních vod. Chytil et. al. (1999) klasifikuje mokřady ČR na říční, jezerní, bažinné a mokřadní, geotermální biotopy a kulturní. Čížková et. al. (2011) dělí mokřady na přímořské mokřady, rašeliniště, jezerní, říční, člověkem vytvořené a ostatní mokřady.

Stojaté vody

Jedná se o přírodní i uměle vytvořené vodní nádrže (zejména jezera, tůně a rybníky). Důležité vlastnosti těchto ekosystémů jsou kromě klimatu a charakteru břehu výška vodní hladiny a její kolísání. Pro rozvoj různých druhů mokřadů je také důležitá velikost částic a chemické složení sedimentu (Čížková et. al. 2011). Většina jezer v našich podmínkách je ledovcového původu. Hlavními vlastnostmi určujícími charakter jezera jsou především hloubka, rychlost výměny vody v jezeře (velikost přítoku a odtoku), zakalení vody a důležitá je i morfologie břehu. Hloubka ovlivňuje hlavně, zda je voda stratifikována v nádrži po celý rok či ne. Mělká jezera může vítr rozvířit tak, že

k stratifikaci vody vůbec nedochází. Mnohá jezera patří mezi ekosystémy chudší na živiny. Větší množství živin vniká do jezera převážně z okolí a přítokovou vodou. Důležitou roli v úživnosti jezera hraje i charakter břehových partií. Rozsáhlé mělčiny umožňují rozvoj vodního a pobřežního rostlinstva, které se stává výchozím bodem významných potravních řetězců. Může významně přispívat k zásobám živin v jezeře (Reichholf 1998).

Drobné stojaté vody jako tůň výrazně zvyšují celkovou heterogenitu prostředí. Velkou roli přitom hrají stanovištní podmínky a sukcesní změny, které jsou s vývojem těchto biotopů spojeny (Ward et al. 2002). Odlišnost mezi biotopy stojatých vod je dána i mírou jejich propojení s aktivním řečištěm. Tůň typu parapotamon jsou dosud spojeny s aktivním řečištěm na svém dolním konci, myšleno směrem po proudu. Plesiopotamon jsou odstavená ramena větvených toků a palaeopotamon jsou tůň odstavených meandrů izolované od aktivního řečiště, která jsou v kontaktu s povrchovou říční vodou jen v období silných záplav. Termínem eupotamon jsou pak označovány lotické biotopy vlastního řečiště a kontinuálně průtočných postranních ramen (Ward, Stanford 1995).

Jednotlivé typy tůní mají obecně různé hydrologické, hydrochemické i trofické vlastnosti, rozdílnou míru disturbance a řadu odlišných abiotických faktorů. Liší se průběhem zaměňování a sukcesních změn, a tedy i spektrem rostlinných společenstev. Různé stanovištní poměry jednotlivých tůní v nivě však mohou být dány i působením různých zdrojů vody, které se podílejí na sycení tůní a vyznačují se odlišnými teplotními i hydrochemickými poměry (vliv podzemní vody a různé průsaky) (Bufková, Rydlo 2008).

Tekoucí vody:

Začínají pramenem a končí veletokem ústícím do moře. Pro prameny je charakteristická stálá teplota vody, která jen zřídka kolísá o více než 1,5°C. Teplota pramenící vody odpovídá zhruba střední roční teplotě celé tamní oblasti (Reichholf 1998). Pro strukturu a funkci říčních mokřadů je rozhodující hydrologický režim. Ten se liší v závislosti na klimatickém pásmu a geomorfologických vlastnostech. Ve vysokých nadmořských výškách mohou rozsáhlejší mokřadní ekosystémy vznikat pouze na náhorních plošinách nebo na mírných svazích. Typickými mokřady horských poloh jsou prameniště. Pomalé proudění vody a pouze malé změny v nadmořské výšce mohou vytvářet podmínky pro vznik rašelinišť (Čížková et. al. 2011).

Ve strmých horách obvykle není žádné místo pro vytvoření nivních formací. Rychle plynoucí potoky či řeky tu často padají do strmých soutěsek a roklí. Hlavní ekologické jevy u horských toků jsou proud a turbulence. Proud zde má značnou rychlost, voda je chladná a téměř plně prosycena kyslíkem (Reichholf 1998). Vznik niv je pak možný až v podhůří, kde voda zpomaluje. Hydrologické vlastnosti zde často kolísají. Největšího kolísání tyto toky zažívají při jarním tání sněhu v okolních horách, kdy se hladina může několikanásobně zvýšit (Čížková et. al. 2011).

Charakter řeky je různý podle rybního pásma. Podél říčního pásma se mění obsah rozpuštěného kyslíku, rychlost proudu, množství unášených částic i úživnost (Reichholf 1998).

Říční niva se nejlépe charakterizuje jako rozlivová oblast při povodních. Říční niva se vytváří hlavně při povodních a je tvořena převážně povodňovými sedimenty (Strahler 2000).

Rašeliniště

Rašeliniště se vyskytují na lokalitách s organickou půdou, které jsou podmaččené nebo nasycené vodou, s poměrně stálou vodní bilancí. Přesná definice rašeliniště se v různých zemích liší, ale aby mohla být lokalita nazývána rašeliništěm, musí být mocnost rašeliny alespoň 30 cm. (Čížková et. al. 2011). Vzhled rašeliniště a složení rašeliny jsou závislé na klimatických podmínkách, vodním režimu, geologickém podloží a geomorfologickém uspořádání okolí. S narůstající mocností rašeliny dochází ke změně reliéfu, ovlivnění chemismu a odtoku vody. Rašeliniště jsou závislá na přívodu a zadržování vody, bez něhož není možný jejich růst (Jóža et. al. 2004). Podle Joostena, Clarka (2002) zabíraly původní rašeliniště v Evropě (kromě Ruska) 374 500 km², což je přibližně 6 % z celkové výměry půdy. Více než 50 % rašelinišť přestala hromadit rašelinu kvůli těžbě rašeliny člověkem a téměř 20 % rašelinišť vymizelo úplně. Na druhou stranu Lappalainen (1996) odhadl, že rašeliniště pokrývají okolo 960 000 km², to je asi 20 % rozlohy Evropy.

Vrchoviště představují zvláštní typ mokřadů, protože jejich vrchní část je zcela izolovaná od podkladu. Klíčovou úlohu v ekosystému hrají rašelínky. Rašelínky jsou schopny přirůstat v horní části a dole odumírat, přičemž spodní odumřelá část s velikými buňkami působí doslova jako houba. Nasává a zadržuje nadbytečnou vodu. Vrchoviště mají velký vliv na zadržování vody v krajině. Zejména vrchoviště s členěným povrchem s bulty a šlenky dokáží zadržovat vodu a zpomalovat její odtok

z tajícího sněhu a přívalových srážek (Jóža et. al. 2004). Rašeliniště se vyklenuje od okrajů do středu. Směrem ke středu klesá hodnota rozpuštěných minerálií a hodnota pH. Díky vysokému obsahu huminových kyselin je zde voda zbarvená do typické hnědi. Ve zdejším prostředí je tak málo živin, že místní rostliny dorůstají mnohem menší výšky než na jiných lokalitách. Řada masožravých rostlin se tomuto prostředí přizpůsobila získáváním živin z živočišných bílkovin. Nejznámější z nich jsou rosnatky (*Drosera*), tučnice (*Pinguicula vulgaris*) a vodní bublinatky (*Utricularia*). Díky obrovskému množství vody zadržované rašeliníkem jsou rašeliniště značně teplotně stálá. Život ve vrchovištích se značně podobá životu v tundře, proto se zde setkáváme s mnoha druhy, které tu zanechala doba ledová - s tzv. glaciálními relikty. V lesních porostech převahuje borovice blatka, borovice lesní a smrk (Reichholf 1998).

Slatiniště jsou nížinná rašeliniště vznikající v místech, kde se z důvodu krajinné konfigurace nahromadila voda, která nemá dostatečný odtok (Čížková et. al. 2011). Nížinná rašeliniště jsou bohatší na živiny než vrchoviště. Rašeliníky se zde nemohou tolik prosadit oproti jiným bažinným rostlinám. Převládají zde šachorovité rostliny (*Cyperaceae*). Slatiniště jsou bohatší na rostlinné druhy, protože voda tu má neutrální reakci. Mokré louky a nížinná rašeliniště byly v minulosti mnohem častěji vysoušeny než vrchoviště a patří k nejvíce ohroženým biotopům v naší krajině (Reichholf 1998).

Lužní lesy

Pro lužní lesy je charakteristický pravidelný příchod záplav, přičemž opravdu velká povodeň přijde asi každých 10 let. Nejvyšší hranice lužního lesa označuje průměrný dosah povodní. V těchto místech končí ekologický vliv přísunu živin a ničivé činnosti vody. V této oblasti se vyskytují tzv. tvrdé dřeviny. Jde o jasany, jilmy, javory a mohou se zde vyskytovat ve velkém množství i duby. Označení tvrdé dřeviny charakterizuje pomalu rostoucí dřeviny, které snášejí nebo přímo vyžadují vysokou hladinu podzemní vody a půdu bohatou na živiny. Hlavními druhy pravidelně zaplavované oblasti jsou tzv. měkké dřeviny. Jedná se především o vrby, topoly a olše. Tyto dřeviny snášejí každoroční zaplavení díky různým morfologickým přizpůsobením (Reichholf 1998).

2.3 Klíčové faktory určující složení rostlinných společenstev mokřadů

2.3.1 Záření

Veškerý život na Zemi je závislý na sluneční energii. Pro fotosyntézu je zachycován pouze zlomek zářivé energie. Mnohem větší část záření je přeměna v teplo, které je důležité pro výpar vody a ohřev zemského povrchu. Záření je zdroj energie, která ovlivňuje distribuci vody, tepla a organických látek. Záření je sice pro rostlinu zdrojem energie a stimulatorem růstu, ale může ji i poškodit. Při vysoké intenzitě může mít fotodestrukční účinky viditelná část spektra nebo UV záření. Poškození UV-B zářením se projevuje poruchami metabolismu a růstu, genovými mutacemi i smrtí rostliny (Larcher 1988).

Mokřadní biotopy se utvářejí pod vlivem maximální hustoty záření (Toegel 1999). Efekt záření je zásadní pro utváření zastíněných společenstev. U zapojených lesních společenstev většinu záření pohltí koruny stromů. Množství světla, které se dostane až k podrostu, pak určuje charakteristické druhové složení podrostu. Dále je množství záření dopadající na zemský povrch ovlivněno sezónními změnami a sluneční aktivitou.

Světlo hraje velkou roli v regeneraci blatkových borů. Borovice blatka je relativně světlomilná dřevina. Zastínění oslabuje růst dospělých stromů a také brání uchycení a růstu semenáčků (Sengbusch 2004).

2.3.2 Teplota

Teplota rostlin má tendenci přibližovat se teplotě okolí (rostliny jsou poikilotermní). Avšak nadzemní části rostlin si vyměňují energii s okolím, a proto může být teplota rostlin oproti vzduchu značně rozdílná. Pro život rostlin je důležitá dostatečná, nikoli však příliš vysoká teplota. Každý rostlinný druh má jiné optimální rozmezí teplot pro život. Suchozemské rostliny jsou organismy eurytermní. V našich podmínkách je životní cyklus rostlin značně ovlivněn ročním průběhem teplot. Minimálních teplot je dosaženo v zimě a maximálních v létě. Pro některé fáze života rostlin, jako je rašení, kvetení, otevírání pupenů i klíčení semen, je nutné, aby teplota překročila tzv. kritický bod. Pro každou životní fázi je tato teplota jiná (Larcher 1995).

Díky tepelným vlastnostem vody je v létě v mokřadních ekosystémech chladněji (Květ et. al. 2002). Rašeliniště jsou významným chladícím prvkem v krajině. Většina sluneční energie dopadající na mokřady je ve formě tepla vázána na vodu a postupně uvolňována evaporací a také transpirací rostlin (Fialová et. al. 1999).

2.3.3 Živiny

Rostliny potřebují mnoho anorganických prvků, pocházejících z minerálů nebo dostupných rostlinám v minerální formě po rozkladu organické hmoty. Bez některých z nich se život neobejde (Epstein 1972). K nezbytným živinám patří jednak makroelementy neboli hlavní živiny (N, P, S, K, Ca, Mg a Fe), potřebné v dosti velkém množství, jednak mikroelementy čili stopové prvky (Mn, Zn, Cu, Mo, B a Cl). Některé prvky jsou nutně potřebné jako živiny jen pro některé rostliny: Al pro kaprad'orosty, Si pro rozsivky a Se pro některé planktonní řasy. Rostlinné živiny jsou v půdě obsaženy buď v roztoku, anebo vázané. V půdním roztoku je rozpuštěn jen nepatrný podíl (méně než 0,2 %) celkové půdní zásoby živin. Asi 98 % biogenních prvků, obsažených v půdě, je uloženo v opadu, humusu a těžko rozpustných anorganických sloučeninách, nebo je zabudováno v minerálech. Ty tvoří živinovou zásobu, která se stává přístupnou rostlinám velmi pomalu, tak jak zvětrávají nerosty a mineralizuje se humus. Zbývající 2 % živin jsou vázána na půdní koloidy (Larcher 1995).

V mokřadních ekosystémech je obsah živin ve vodě a půdě rozhodujícím faktorem. Limitujícími živinami v mokřadech jsou hlavně dusík, fosfor a síra (Jóža et. al. 2004). Waughman, Bellamy (1980) tvrdí, že rašeliništní ekosystémy přijímají dusík hlavně z atmosférických zdrojů. Příjem dusíku z těchto zdrojů se pohybuje mezi 0,1 až 2g N m⁻² y⁻². Mangan a hliník jsou ve vysokých koncentracích pro většinu rostlin toxické, avšak rašelinné druhy dovedou selektivně omezovat jejich příjem (Dykyjová 1978).

2.3.4 Sorpční kapacita a výměna iontů v půdě

Koloidní jílové částice a humusové látky přitahují ionty svými povrchovými náboji a poutají je reverzibilní vazbou. Půdní koloidy tak působí jako iontoměniče. Jejich výměnná kapacita závisí na velikosti aktivního povrchu micel. V jílovém minerálu montmorillonitu je tato plocha 600 – 800 m².g⁻¹ a u humusových látek může být 700 m².g⁻¹ nebo větší. Jak jílové minerály, tak humusové koloidy nesou záporné náboje, takže primárně poutají kationy. Na některých kladně nabitých místech se mohou hromadit aniony, ale sorpce kationů vždy převyšuje sorpci anionů (Ledvina et. al. 2006).

2.3.5 Půdní reakce

Většina půd v humidních oblastech je mírně kyselá až neutrální, vrchovištní rašeliny jsou však výrazně kyselé (pH kolem 3). Slané a alkalické půdy aridních oblastí mají zásaditou reakci. Okyselování půdy (acidifikace) se děje mnoha způsoby: vyplavováním zásaditých složek z půdy, odběrem výměnných kationů z půdního roztoku, uvolňováním organických kyselin kořeny a půdními mikroorganismy, a zejména disociací kyseliny uhličité, která se v půdě hromadí jako produkt dýchání a kvašení. Půda je ústojčivá v jistém komplexu kationty (Ledvina et. al. 2006).

Půdní reakce má přímý vliv na životaschopnost rostlin a vliv na dodávku živin. Při pH menším než 3 a větším než 9 je vážně poškozována protoplazma v kořenových buňkách většiny cévnatých rostlin (Ledvina et. al. 2000). Kyselost rašelištních půd zvyšuje rozpustnost manganu, hliníku a železa v koncentracích, které jsou pro většinu rostlin jedovaté (Dykyjová 1978).

Pro různé druhy rostlin jsou charakteristické rozdílné tolerance a požadavky na půdní reakci. Některé rašeliníky (*Sphagnum spp.*) dávají přednost silně kyselému prostředí. Jsou velmi citlivé na ionty OH⁻ a podlehnou jim i při pH blízkém neutrální reakci. Podle třídění Ellenberga (1978) je třeba rašeliníky považovat za silně acidofilní, s úzkým rozmezím tolerance k pH. Metlice křivolaká (*Deschampsia flexuosa*), jejíž výskyt indikuje kyselou půdu, se vyvíjí nejlépe při pH 4 až 5, ale poroste i při neutrální reakci a snese dokonce slabě zásadité půdy. Tento druh je acidofilní – bazitolerantní. Podobně se chovají vřes (*Calluna vulgaris*) a janovec (*Sarothamnus scoparius*) (Larcher 1988).

2.3.6 Hydrologický režim

Pro suchozemské rostliny, jejichž asimilující části jsou v kontaktu se vzduchem a neustále ztrácejí vodu výparem, je prvotním požadavkem zavedení vhodného vodního provozu. Podle toho, zda mohou či nemohou vyrovnávat krátkodobé výkyvy v zásobování vodou a rychlosti výparu, můžeme suchozemské rostliny rozdělovat na poikilohydrické a homoiohydrické. Poikilohydrické rostliny přizpůsobují svůj obsah vody vlhkosti okolí. Jde o všechny bakterie, sinice, nižší řasy řádu *Protococcales*, houby a lišejníky. Všechny tyto organismy mají malé buňky bez centrální vakuoly. Když vyschnou, jejich buňky seschnou velice stejnoměrně, bez porušení jemné protoplazmatické struktury, takže rostliny zůstávají životaschopné. Klesne-li obsah vody, jsou životní procesy (např. fotosyntéza a dýchání) omezeny. Když se rostliny opět

nasytí vodou, obnoví se jejich normální metabolická aktivita. Poikilohydrické rostliny tak získávají výhodu v místech, kde se často střídají období sucha s obdobími vlhka (Larcher 1988). Hlavním zdrojem vody pro suchozemské rostliny jsou atmosférické srážky, především déšť, popřípadě rosa či mlha. Rostliny nejsou zpravidla během dne v důsledku ztrát transpirací vodou zcela dosyceny. Míra tohoto nedosycení je označována jako vodní deficit. Podle toho, jak jsou rostliny schopny odolávat tomuto deficitu, se rostliny dělí na hygropyty, mezofyty, xerofyty, psychofyty a hydrofity. U suchozemských rostlin jsou nejdůležitějšími faktory růstu teplota a voda. Největší význam nelze přisoudit ani samotnému ročnímu úhrnu srážek, ani samotné průměrné roční teplotě. Hlavní význam přísluší délce a intenzitě období teplých nebo chladných dnů a vztahu teplot k množství srážek v jednotlivých ročních obdobích (Hendrych 1984).

Hladina spodních vod a její kolísání hrají hlavní roli u mokřadních ekosystémů. Při vysoké hladině podzemních vod se může snížit produktivita rostlin. Naopak nízká hladina podzemních vod může podpořit produktivitu rostlin, ale také brání hromadění rašeliny, tím že zvýší rozklad organické hmoty (Schumann, Joosten 2008). Mezi hlavní mokřadní poikilohydrické rostliny patří různé druhy mechů zejména rašeliníky (Chytrý et. al. 2011).

Homoiohydrické rostliny vznikly se zelených řas s vakuolizovanými buňkami. Velká centrální vakuola je obecným znakem homoiohydrických rostlin. V jejich buňkách se obsah vody udržuje v určitých mezích vodou obsaženou ve vakuole, takže na protoplazmu méně působí měnící se vnější podmínky. Přítomnost velké vakuoly však způsobuje ztrátu schopnosti buněk snášet vysušení. Proto nacházíme předchůdce homoiohydrických suchozemských rostlin v těsné vazbě k vlhkým půdám nebo trvale zamokřených stanovištích (Crawford 2001).

Mezi homoiohydrické mokřadní rostliny patří všechny druhy vyšších rostlin (byliny, keře i stromy) (Chytrý et. al. 2011). Borovice blatka je jedním z těchto druhů. Blatka se vyskytuje převážně na srážkově vodou sycených rašeliništích. Hladina podzemních vod zde neklesá více než 30 cm pod povrch terénu (Bastl 2008). Na lokalitách s narušeným vodním režimem blatka odumírá ještě před dosažením fyziologického věkového limitu (Sengbusch 2004). Vodní režim má přímý vliv na teplotu okolí rašelinišť. Při nedostatku vody se většina dopadající sluneční energie přemění v teplo. Pokud je vody dostatek, většina sluneční energie se spotřebuje na odpaření vody a tím se uplatňuje chladící efekt rašelinišť (Toegel 1999).

2.4 Revitalizace rašelinišť a podmáčených smrčín

2.4.1 Obecné zásady

Odstraňování umělých úprav toků je v Národním parku Šumava v souladu s Plánem péče a je prováděno v rámci Programu revitalizace šumavských rašelinišť a mokřadů. Úpravy na drobných tocích provedené na Šumavě v minulosti totiž mají i v současné době zásadní negativní dopad na vodní režim v krajině a významně snižují retenci vody v krajině. Prohloubením koryt toků je urychlen odtok vody z povodí, což se negativně projevuje zejména ve vztahu k průběhu a intenzitě povodňových vln v níže položených částech povodí (Bufková, Milbrent 1995). Regulované drobné toky jsou často jedním z hlavních limitujících faktorů při záchraně cenných mokřadních ekosystémů a rašelinišť, které jsou součástí potočních niv a navazujících území (Bufková et. al. 1994).

Odvodňování způsobuje pokles hladiny podzemní vody a její kolísání. Půda je tak více provzdušňována, což podporuje aktivitu mikroorganismů, které rašelinu rozkládají. Živiny uvolněné rozkladem rašeliny a nižší hladina podzemních vod podporují rozvoj konkurenčně zdatných druhů rostlin a dřevin. Změna tohoto prostředí znamená často zánik některých vzácných druhů a společenstev (Spitzer, Bufková 2008).

Upravené vodní toky dále vedou k radikálnímu snížení biodiverzity nejen ve vlastním toku, ale i v okolních mokřadních ekosystémech potočních niv. Malé vodní toky kromě toho slouží i jako trdliště pro pstruhy, kteří vyjíždějí do těchto vodotečí z větších řek. Přírodě blízký charakter malých vodních toků je cílem péče o tekoucí vody nejen ve velkoplošných chráněných oblastech (Bufková 2003).

Opatření v podobě hrazení odvodňovacích rýh se týkají v podstatě všech mokřadních biotopů, jejichž vodní režim byl v minulosti ovlivněn neuváženými melioračními zásahy. Jedná se v první řadě o biotopy typu rašeliniště a z ostatních skupin jde pak zejména o biotopy zahrnující společenstva mokřadních rostlin jako je vegetace vysokých ostřic, vápnatá slatiniště s mařicí pilovitou, vlhké pcháčkové louky, slaniska nebo mokřadní vrbiny. Mimo luční biotopy je hrazení melioračních rýh nezbytným předpokladem pro ochranu cenných lesních mokřadů (rašelinné lesy, rašelinné a podmáčené smrčiny, v některých případech i horské olšiny s olší šedou a údolní jasanovo-olšové luhy) (Bufková et. al. 2005).

Hlavním cílem hrazení odvodňovacích kanálů a struh je především: 1) celkové zvýšení hladiny podzemní vody na lokalitě, 2) snížení amplitudy jejího kolísání v průběhu sezóny a 3) celkové zpomalení odtoku vody z lokality, který byl drenáží

nepřirozeně urychlen. Typ a způsob provedení hrází a jejich optimální počet na dané lokalitě je přitom dán intenzitou odvodnění a technickými parametry melioračních rýh (hloubka, šířka), stanovištními poměry (svažitost terénu, typ půdy) a zejména pak typem vegetace. Právě vegetace totiž určuje, jaké hladiny podzemní vody chceme na dané lokalitě dosáhnout. Ta bude jistě jiná v centrální části vrchoviště v porovnání např. s podmáčenou smrčinou nebo mokřadní loukou v jeho okolí (Bufková et. al 1994).

Konečná hladina podzemní vody je velmi důležitá pro stanovení počtu hrází instalovaných v dané meliorační rýze. Hráze by měly být budovány tak, aby v celém úseku mezi nimi byla zadržována voda. Za cílovou hladinu pak můžeme považovat maximální pokles vody pod čelem hráze, který je ještě pro daný typ vegetace únosný. Ten by měl být pro jednotlivé typy vegetace protnuté rýhou alespoň rámcově stanoven buď na základě vlastních měření hladiny podzemní vody v zahlučených sondách, nebo jejím odhadem z dostupných údajů v literatuře vztahujících se ke stejnému vegetačnímu typu. S pomocí takto stanovené hladiny a údajem o svažitosti terénu, pak snadno určíme vzdálenost mezi jednotlivými hrázemi a tedy i jejich výsledný počet podél meliorace. Výpočet počtu hrází na daném úseku meliorační rýhy je nezbytný zejména na více svažitém terénu, v plochých územích s minimálním sklonem lze pak počty hrází stanovit jen hrubším odhadem (Tesař et. al. 2004). V procesu revitalizace je kvalita vody velmi podstatnou vlastností. Rozdíly v chemismu vody určují, zda se na místě vytvoří na živiny chudý nebo bohatý mokřad či slatiniště (Gorham, Rochefort 2003).

Velmi důležitým krokem je výběr vhodného typu hráze. Hráze by měly být víceméně nepropustné a měly by přesahovat alespoň několik desítek centimetrů do dna rýhy a do břehových partií. Většinou jsou preferovány přírodní materiály, jako je dřevo, ačkoli ve světě byly při hrazení drenážních rýh na rašelinistích použity i plastové materiály. Hráze mohou být v některých případech i sypané (rašelina). Výběr daného typu hráze závisí na podmínkách stanoviště (odhadované objemy zadržované vody, maximální průtoky v rýze, sklon svahu, probíhající eroze, půdní typ) i na dostupnosti různých materiálů (možnost využití rašeliny na průmyslově těžných rašelinistích, dřevo z okolních porostů, apod.) a finančních možnostech. Velmi dobré zkušenosti s použitím různých typů hrází za odlišných stanovištních poměrů byly získány především na rašelinistích. Na lokalitách s větším sklonem terénu a s většími maximálními průtoky, většími objemy zadržované vody v rýze je osvědčeno používání dřevěných hradicích stěn sestavených z opracovaných fošen zarážených do dna a příčně zpevněných. Menší rýhy na plošším terénu je pak možné přehradit jednoduššími

hrázemi z kulatiny nebo řezaných krajin položených kolmo k rýze ve dvou vrstvách překrývajících spáry (Bufková et. al. 1994).

Sypané hráze z rašeliny lze využít jen na silněji narušených lokalitách, jinde by získání jejího dostatečného množství vedlo k další destrukci rašeliniště. Velmi často se však oba postupy kombinují a rašelina vyhrnutá při instalaci hradicí stěny je pak využita k zasypání části rýhy nad hrází, což zvyšuje izolační vlastnosti hráze. Použití nerašelinných minerálních substrátů není obecně na rašeliništích žádoucí. Všechny typy hrází by měly mít vytvořený mělký přepad. (Bufková et. al. 1994). Pro instalaci hrází je optimální nejsušší období s nejnižší hladinou podzemní vody. Vzhledem k velké citlivosti řady mokřadních společenstev na povrchový sešlap (zejména na vrchovištích, prameništích i lučních rašelinách) by měly být počty pracovníků limitovány. Na otevřených vrchovištích s jezírky a šlenky by např. nemělo pracovat najednou více než pět lidí. Většina mokřadů, jichž se uvedený typ managementu týká, také představují lokality se zvýšenou koncentrací vzácných a ohrožených druhů. Jsou-li tyto druhy přítomny v břehových partiích melioračních rýh, je třeba hráze posunout a budovat takovým způsobem, aby nedošlo k poškození cenných porostů. Charakter dotčených biotopů pochopitelně vylučuje, až na ojedinělé výjimky, možnost využití těžší techniky a všechny práce v terénu musí být prováděny ručně (Zelenková 2005).

2.4.2 Výsledky provedených revitalizací

Pro obnovu rašeliniště je velice důležité zablokování odvodňovacího systému, neboť se tím zvedá hladina podzemní vody na původní úroveň a na rašeliništi obnovuje podmínky blízké přirozenému stavu. Tím dochází k oživení činnosti rašeliniště, které pak samovolně regeneruje (Bufková 2008).

Výsledky z lokalit na Šumavě vykazují statisticky průkazné rozdíly ve vodním režimu po revitalizaci. Roku 2008 proběhla revitalizace na lokalitách Schachtenfilz a Nad rybárnou. Na vrchovišti Schachtenfilz bylo zjištěno zvýšení hladiny podzemní vody a zmírnění jejího kolísání. Byl zde také zaznamenán mírný vzestup pH povrchové vody v rýhách. V porostech podmáčených smrčín lokality Schachtenfilz byly zjištěny vyšší koncentrace fosfátů a amonných iontů. Na odtoku z povodí se však tyto rozdíly výrazněji neprojeví. Vyšší koncentrace fosfátů v období 1 – 2 let po revitalizaci jsou udávány i z jiných rašelinišť ve světě, jsou dočasné a později opět klesají. Dále byla zjištěna vyšší koncentrace Al a Fe v porostech podmáčených smrčín na lokalitě i na odtoku. Na lokalitě Nad rybárnou byl zaznamenán pokles pH a mírný vzestup

konduktivity povrchové vody. Dále zde byly zaznamenány zvýšené koncentrace DOC a nižší koncentrace SO_4 na odtoku z lokality (Vicherová 2009). Rochefort (2000) tvrdí, že pokud revitalizace vede k návratu původního vegetačního pokryvu bez invazních druhů, je úspěšná. Pro evropská rašeliniště jsou expanzivními či invazními různé druhy kaprad'orostů, *Molinia* a někdy hustý pokryv břízy.

2.5 Cíle práce

Cílem práce je vypracovat návrh dlouhodobého monitoringu vegetace a určujících ekologických faktorů, který by zdokumentoval efekt plánované revitalizace nivy potoka Hučiny.

3. Popis zkoumané lokality

3.1 Vltavský luh

Území Vltavského luhu se nachází v jihozápadní části České republiky v oblasti Šumavy. Území zabírá velkou část třetihorního údolí zvaného Vltavická brázda, se širokou, rozvinutou horskou lužní oblastí horního toku řeky Vltavy mezi osadami Lenora a Nová Pec. V průběhu třetihor bylo ploché a široké údolí horního toku Vltavy značně ovlivňováno intenzivní tektonickou činností, jako výsledek ortogenetických procesů v přilehlé oblasti Alp. Dno tohoto otevřeného údolí je plné horninových ložisek z pozdního pleistocénu a holocénu (Bufková et. al. 2005).

Tato lužní oblast je relativně široká, řeka zde pomalu meandruje, mikrotopografie je členitá. Je zde mnoho mrtvých ramen, tůní a říčních zálivů v různých stádiích terestrializace. Přestože se celá tato lužní oblast nachází v horské krajině, z geomorfologického hlediska má spíše charakter nížinné pobřežní krajiny (Šindlar 1999). Svahy říčního údolí se nacházejí v nadmořské výšce od 730 do 720 m.n.m., v geografické vzdálenosti asi 15 km. V důsledku zákrutů, které vytváří řeka, je však údolí mnohem delší, asi 25 km. Sklon svahu bystřiny nepřesahuje 0,8 ‰. Lužní oblasti jsou zřetelně ohraničeny mírně se zvedajícími svahy pahorkatiny, místy s rozvinutými, viditelnými terasami (Bufková et. al. 2005).

Geologie této oblasti se vyznačuje převažujícími žulovými horninami patřícími do šumavské části Moldanubického plutonu. Hlavní horský hřeben je převážně tvořen granitickými horninami žulového masivu (Babůrek et. al. 2006). Masiv je složený ze středně až hrubě zrnitého slídového biotitu a místy z porfyrického biotitu, jsou zde také přítomny žuly s jemnou až střední texturou slídového biotitu. Tyto granitoidy jsou kyselými substráty (podloží) chudé na dvojmocné bivalenty (Ca, Mg) a obsahují vyšší množství draslíku (Prach et. al. 2000). Severně od lužní oblasti můžeme nalézt syenitické skály masivu Želnavské hory (Babůrek et. al. 2006). Ty dále pokračují až do skupiny pahorků Stožec nad severozápadní částí této lužní oblasti. Podloží studované oblasti je všeobecně bohatší na báze a živiny. Okolo severozápadní strany lužní oblasti, proti proudu řeky, se vyskytují Moldanubické migmatity, jako je kordieritový a biotitový migmatit (Miksa et.al. 1995). Geologické podloží na tomto území je pokryto různými čtvrtohorními naplaveninami, jako jsou štěrky a písky, hlinité písky a bahnitě písčité jíly (Ložek 2001). Kvůli převažujícímu kyselému podloží chudému na živiny

jsou v této lužní oblasti dobře zastoupeny histosoly (organozem) pokryté různými rašeliništi a podmáčenými smrkovými lesy (Bufková et. al. 2005).

Od pozdní doby ledové se zde vyvíjela extenzivní rašeliniště (vrchoviště) (Soukupová 1996), která v současné době pokrývají velkou část údolní nivy. Kromě histosolů se zde vyskytují rovněž glejsoly a fluvisoly. Většina lužní oblasti se nachází v chladném klimatickém regionu (Bufková et. al. 2005). Makroklima v této oblasti je charakteristické nižšími teplotami. Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 5.2 °C a roční objem srážek činí 857 mm (Sofron et. al. 2001). Údolí se nachází ve srážkovém stínu hlavního horského hřebenu a počasí je zde ovlivňováno fény vznikajícími v Alpách (Albrecht 1992). Tato oblast je proto sušší a teplejší v porovnání s vlhkou a chladnou centrální horskou planinou pohoří Šumavy, jež je charakteristická roční srážkovostí 1000 mm a více. Dynamika řeky má přírodní charakter a oblast je každoročně, většinou na jaře, zatopena. Řeka má charakter horského toku. Její průtok je proměnlivý a závisí na objemu srážek v povodí (Bufková et. al. 2005).

3.2 Niva potoka Hučina

Podrobný popis lokality nivy potoka uvádí ve své práci Zelenková a Bufková v zadávací dokumentaci pro revitalizaci dolního úseku Hučiny v Hornovltavském luhu (Zelenková, Bufková 2009).

Povodí potoka Hučiny je součástí údolního systému na horním toku Vltavy v oblasti Hornovltavského luhu. Potok je pravostranným přítokem Studené Vltavy v oblasti Mrtvého luhu cca 7 km JJZ od Volar. Celková plocha povodí je cca 14 km². Nejvyšší vrcholy v povodí dosahují výšku kolem 1000 m n.m. (Jelenská hora 1068 m), ústí potoka do Studené Vltavy je v 735 m n.m. Celková délka toku je cca 8,5 km. Zájmové území zahrnuje dolní cca 1.5 km dlouhý úsek potoka, který byl v minulosti ovlivněn regulačními zásahy v podobě napřímení koryta a jeho rozdělení do dvou paralelně tekoucích větví.

Původní koryto potoka v dolní části území je v terénu dosud dobře znatelné se zachovalou morfologií břehových partií a dna. V úseku jižně nad železnicí je původní koryto zřetelné méně. Liniová deprese vyznačující trasu koryta je často vyplněna sedimenty a luční vegetací a je zřetelná asi na 80 % délky úseku. Kvůli zazemnění jsou průtoky v původním korytu malé a v znatelnější jsou na jaře a v obdobích s větším množstvím srážek. Stálý avšak velmi slabý průtok má úsek pod železnicí. Meliorační

kanály jsou rozvětvené do dvou paralelních úseků cca 1,5 km před ústím. Obě upravené části toku ústí do Studené Vltavy cca 1 km od sebe.

Levá větev umělého koryta je dlouhá asi 1 km. Koryto je rovné, neopevněné, protéká převážně porosty podmáčených smrčín, kolem vede nezpevněná lesní cesta. Mezi železnicí a silnicí se nacházejí louky ponechané ladem (pouze na pravém břehu je louka z poloviny kosena). Vnitřek koryta je lemován řadou dřevin (olše šedá, bříza, borovice, smrk). V místech pod železnicí je koryto opevněno kamennou rovinou. Pravá větev umělého koryta je přímá a nezpevněná. Dno kanálu je výrazně sníženo pod úroveň původního potočiště v potoční nivě. V horní polovině úseku na pravém břehu silně zahluobeného koryta je výrazný zemní val, který vznikl z materiálu při hloubení umělého koryta. Zemní val je místy vysoký více jak 2 m nad úroveň dna koryta a více než 1 m nad úroveň potoční nivy. V současné době je val místy zarostlý náletem borovice lesní a smrku. Původní koryto a pravá větev odvodňovacího kanálu se na několika místech kříží.

Okolí dolního úseku potoka jihozápadně pod železnicí obklopuje ladem nechaná úzká podmáčená louka. V současné době na ní převažují porosty *Carex brizoides* a *Deschampsia caespitosa*. Levý břeh pravé větve kanálu a v celý úsek mezi oběma kanály nad železnicí vyplňuje rozsáhlý rašelinný mokřadní komplex zahrnující cenné údolní vrchoviště s borovicí blátkou (*Pinus rotundata*) a porosty podmáčených i rašelinných smrčín. Na úseku pod tratí se rozkládají luční mokřadní společenstva částečně i luční minerotrofními rašeliniště. Spodní část původního koryta potoka je vyplněna z větší části mokřadní vegetací často s porosty ostřice zobánkaté (*Carex rostrata*). V horním úseku je původní koryto přerostlé luční vegetací. Na lokalitě byla v minulosti vybudována hustá síť povrchových odvodňovacích rýh, která způsobila destabilizaci vodního režimu a následnou degradaci místních rašelinišť a blatkového boru nad železnicí.

V roce 2005 byla v místech lesního rašelinného komplexu provedena první etapa revitalizace rašeliniště. Revitalizace byla provedena formou přehrazení a zablokování povrchových odvodňovacích linek. Tato opatření byla realizována v rámci „Programu revitalizace šumavských mokřadů a rašelinišť“ a představují první etapu revitalizace celého území. Druhou etapu revitalizace vodního režimu v území pak představuje předkládaný záměr revitalizace regulovaného dolního úseku Hučiny.

3.3 Revitalizace nivy Hučiny

První etapa revitalizací již proběhla. Na odvodňovacích rýhách byl vystavěn systém hrázek, které podporují jejich zarůstání vegetací. Cílem bylo celkové zvýšení hladiny podzemních vod a snížení odtoku vody z rašelinišť (Spitzer, Bufková 2008). Tohoto cíle bylo dosaženo. Hráze skutečně zpomalily odtok vody z území. Na řadě míst je již také patrné zarůstání rašeliníkem a další vegetací a postupné zazemňování odvodňovacích rýh.

Druhá etapa revitalizace je v současnosti připravena projektově. Projekt popisuje Bufková et. al (1994) v závěrečné zprávě programu revitalizace šumavských mokřadů a rašelinišť za rok 2003. Měla by zahrnovat tato opatření:

- 1) Většina průtoku z obou kanálů by měla být převedena do původního řečiště Hučiny – převedení toku bude řešeno technickou úpravou v místě přepadu na větvení obou kanálů a zčásti i výše proti toku v místech odklonu původního řečiště pod křižovatkou cest.
- 2) Pro vymezení meandrů jsou výborným vodítkem dosud v mnohých částech sice zarostlé, ale přesto patrné zbytky bývalého koryta. Dobrým indikátorem je složení a struktura vegetace indikující méně znatelné úseky. Nezbytným podkladem je detailní zmapování původního řečiště z období jarního tání. Na menších úsecích (zejména v horním úseku louky) bude nutné provést menší zemní úpravy původního koryta tak, aby voda byla nasměrována do původního potočiště – maximum prostoru přitom bude ponecháno následnému spontánnímu vývoji a formování koryta. Koryto bude dimenzováno na stanovené maximální průtoky odpovídající přirozeným poměrům na lokalitě. Pod železnicí bude stanoven přímý úsek s přesahem proti a po proudu odvádějící bezpečně vodu pod tělesem náspu. Vzhledem k charakteru původní potoční nivy a tím i možnosti rozlivu toku a následnému zasakování v nivě v dostatečné vzdálenosti nad železnicí by po provedených úpravách bezpečnostní rizika neměla být velká.
- 3) Pravá větev kanálu (upravený úseku toku) bude zahrnuta a zablokována při nutném zvýšení nivelety dna v místech, kde budou ponechány úseky se stagnující vodou a v místech, kde dochází ke křížení s původním korytem potoka. Zdrojem materiálu budou především umělé břehové valy přetrvávající z období hloubení kanálu.

Zeminové bloky bude nutné zabezpečit současným zabudováním hrází tak, aby nedošlo k splavení materiálu při extrémních situacích. Ponechání částí úseku s vodou bude nezbytné vzhledem k omezenému množství dostupného materiálu na zahrnutí. V

úsecích zahrnutého kanálu se stagnující vodou musí být voda udržována na stanovené cílové hladině tak, aby bylo dosaženo stabilizovaného vodního režimu v navazujícím údolním vrchovišti a rašelinných mokřadech. V úsecích s vodou bude podporováno samovolné zazemnění a zarůstání mokřadní vegetací.

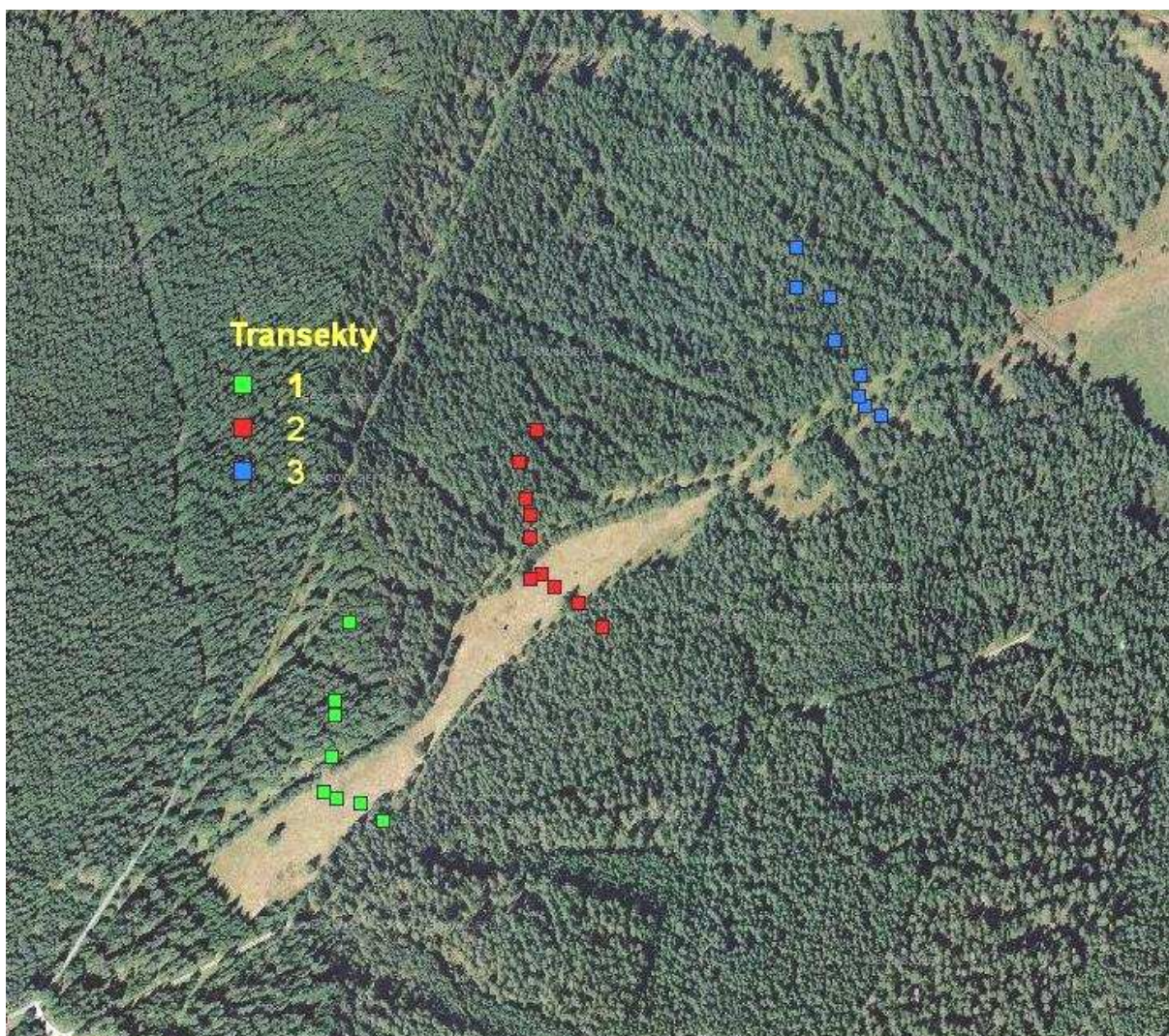
Levá větev kanálu by měla být zablokována při udržování stanovené cílové hladiny vody stojaté vody mezi jednotlivými bloky tak, aby byl podporován rozvoj mokřadní vegetace a pozvolné zazemňování celého úseku. Možný je velmi omezený průtok vody nutný pro zajištění cílové hladiny vody mezi bloky (hráze, zemní materiál). Udržení určité cílové hladiny vody v úseku levé větve kanálu je nutné pro stabilizaci vodního režimu v navazujících lesních mokřadech (kanál, nebude-li zasypán, nesmí zůstat zcela na suchu).

4 Metodika

4.1 Vymezení trvalých ploch

Pro podrobnou analýzu struktury vegetace a vztahy mezi vegetací a abiotickým prostředím byly vytvořeny 3 transekty. Transekty byly umístěny vždy kolmo k toku potoka. Na transektech bylo vetyčeno celkem 26 zkoumaných ploch, které se vyznačily laminátovými kolíky. Trvalé plochy jsou číslovány od jihu k severu (např. plocha 2 na transektu 1 je označena symbolem 1/2). Velikost pokusných ploch je 4 x 4 m v nelesních biotopech a 10x10 m v lesních společenstvech. Plochy v místě odvodňovacího koryta mají velikost 2 x 8 m s delší stranou podél toku. Přesné umístění trvalých ploch na lokalitě je znázorněno na obrázku č. 1. Každá zkoumaná plocha byla opatřena sondou pro měření hladiny spodních vod. Sondy dosahují do hloubky 20 cm pod zemský povrch. Na těchto plochách se předpokládá dlouhodobý monitoring.

Obrázek č. 1 Umístění trvalých ploch na lokalitě



4.2 Mapování rostlinných společenstev

Terénní mapování bylo provedeno pomocí přístroje PDA Magellan Mobilemapper s dotykovým displejem o rozlišení 640 x 480 bodů. Mapování bylo prováděno pomocí zaměřování GPS polohy do podkladové ortofotomapy v měřítku 1 : 5000 v programu ArcPad 7.0.1. Následné vyhodnocení dat probíhalo v programu ArgGis9 - ArcMap 9.2.

Bodová síť byla postupnou manuální digitalizací převedena na polygony jednotlivých společenstev. Při převádění bodů na polygony byl využit nástroj buffer a také se pracovalo s poznámkami přímo z terénu. Mapa společenstev je pro přehlednost zestručněna. V mapě jsou znázorněna společenstva s největším plošným zastoupením a trvalé plochy.

4.3 Výčetní tloušťka stromů

U lesních společenstev byla na trvalých plochách na transektech I, II a III měřena výčetní tloušťka stromů. Výčetní tloušťka stromu je tloušťka (průměr) kmene stromu ve výšce 1,3 m. Lze ji také definovat jako vzdálenost rovnoběžných tečen k obvodu kmene v průřezu kolmém na osu kmene ve výšce 1,3 m od paty kmene. K vyznačení výčetní výšky 1,3 m se obvykle používá měrná lať. Vlastní měření se provede průměrkou, posuvným měřidlem, které obkročí kmen.

Protože jsem neměl k dispozici průměrku, měřil jsem obvod kmene ve výčetní výšce pomocí krejčovského metru. Následně byl průměr kmene vypočítán pomocí vzorce $d=O/\pi$.

Výsledky byly vyhodnoceny graficky v programech MS Excel a Statistica 9.0 (Statsoft, USA). Jako medián je označena hodnota, jež dělí řadu podle velikosti seřazených výsledků na dvě stejně početné poloviny. Ve statistice patří mezi míry centrální tendence. Platí, že nejméně 50 % hodnot je menších nebo rovných a nejméně 50 % hodnot je větších nebo rovných mediánu. Další veličiny rozdělují statistický soubor na čtvrtiny: 25 % prvků má hodnoty menší než dolní kvartil a 75 % prvků hodnoty menší než horní kvartil. Odlehlé hodnoty jsou takové, které leží v krabicovém diagramu vně vnitřních hradeb. Jedná se o neobvyklé extrémní hodnoty, které současně ukazují, že není vhodné pro tyto výsledky používat prostý aritmetický průměr (Hindls et. al 2004).

5 Výsledky

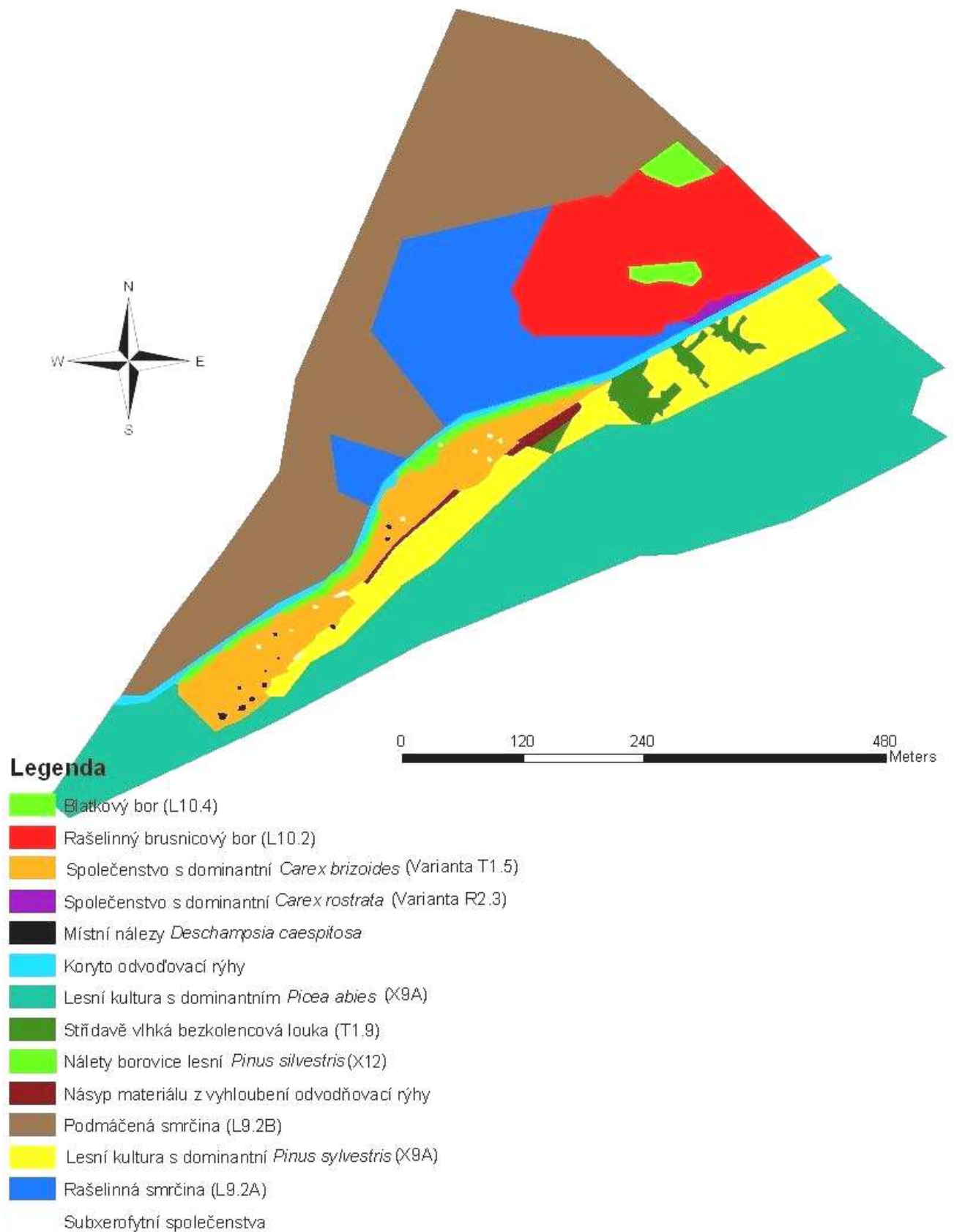
5.1 Mapa biotopů

Jednotlivé biotopy nalézající se na zkoumané lokalitě jsou uvedeny na obrázku č. 2. Střed lokality tvoří druhově chudé společenstvo s dominantní *Carex brizoides*, která v některých místech tvoří až téměř monokultury. Uvnitř tohoto společenstva se jen bodově nacházejí porosty metlice trsnaté (*Deschapsia caespitosa*) a na vyvýšených místech a násypech subxerofytní společenstva. Na severozápadním okraji porostů s dominantní *Carex brizoides* podél hlavní odvodňovací rýhy se nalézají nálety dřevin, z nichž převážnou většinu tvoří borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Borovice lesní zde zmlazuje na zemních valech vzniklých po vyhloubení hlavní odvodňovací rýhy.

Severovýchodně od porostů *Carex brizoides* se nacházejí podmáčené lesní porosty. Z těchto porostů jsou ochránářsky nejzajímavější fragmenty blatkových borů. Velká část blatkových borů degradovala nejspíše po melioračních zásazích na rašelinné brusnicové bory. Podle gradientu vlhkosti na blatkové a rašelinné brusnicové bory navazují rašelinné a podmáčené smrčiny.

Jihovýchodně od hlavní odvodňovací rýhy se nachází porosty kulturních jehličnatých lesů.

Obrázek č. 2 Mapa biotopů

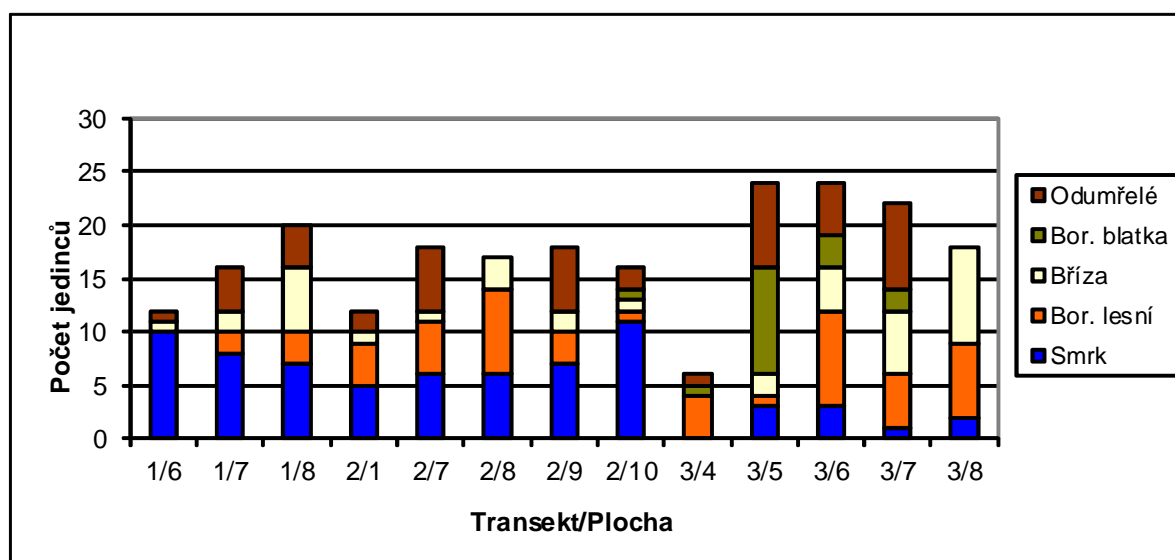


5.2 Zastoupení dřevin na trvalých plochách

5.2.1 Počet jedinců

Na zkoumaných lesních plochách se vyskytovaly celkem 4 druhy dřevin. Jednalo se o borovici lesní (*Pinus sylvestris*), borovici blatku (*Pinus rotundata*), břízu pýřitou (*Betula pubescens*) a smrk ztepilý (*Picea abies*). Zvláštní skupinu tvoří odumřelé dřeviny, které nejsou rozlišeny na jednotlivé druhy. Druhové zastoupení dřevin na jednotlivých plochách je uvedeno v grafu č. 1. Tento graf popisuje pouze lesní plochy, na kterých se vyskytovaly dřeviny. Na ostatních plochách se dřeviny nevyskytovaly vůbec.

Graf č. 1 Druhové zastoupení dřevin na lesních trvalých plochách (100m²)



Na jednotlivých plochách se kromě borovice blatky vyskytovaly všechny tři druhy dřevin. Borovice blatka se vyskytovala pouze na plochách transektu č. 3 a na ploše 2/10. Smrk ztepilý měl velmi výrazné zastoupení na transektech 1 a 2. Na transektu 3 byly nejčastěji zastoupeny borovice.

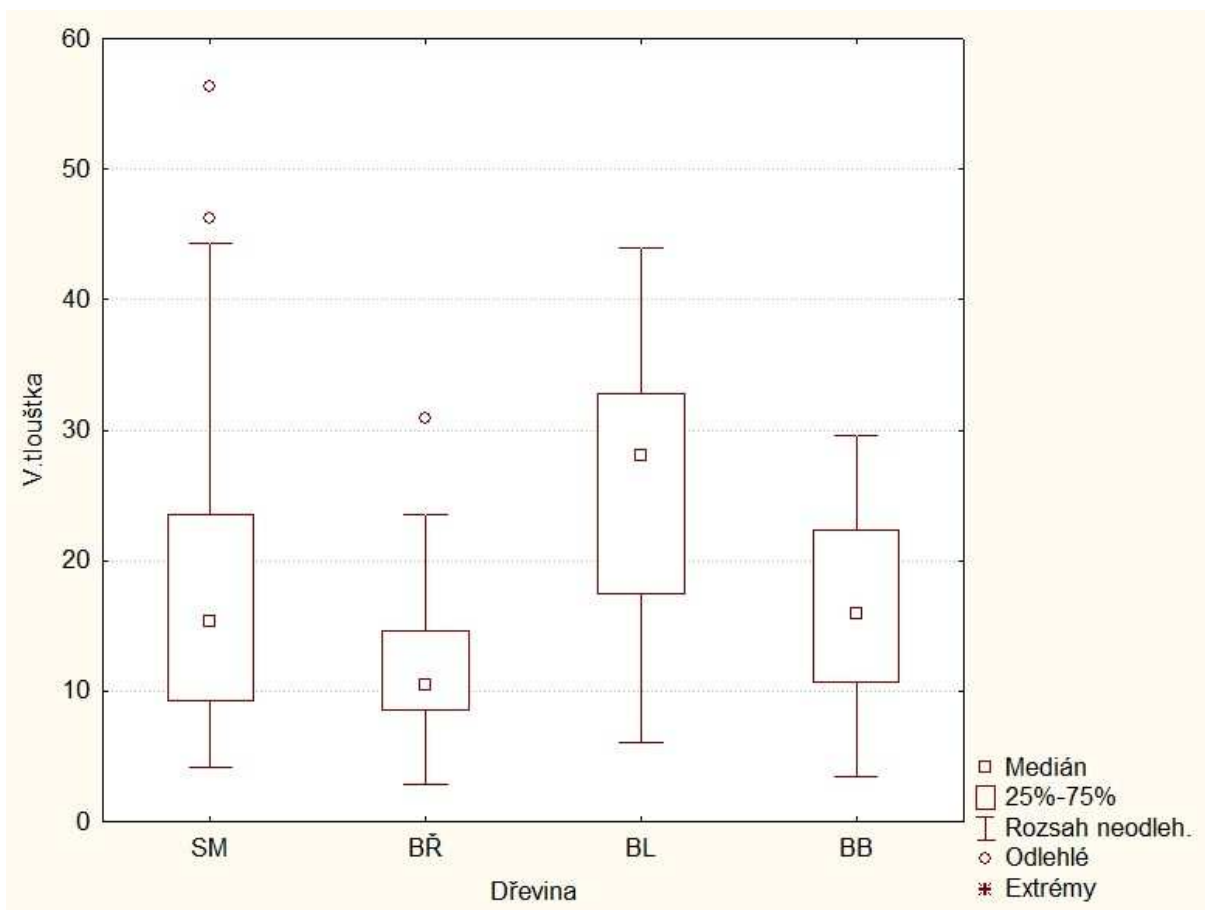
Nejvýznamnější dřevinou byl smrk ztepilý a borovice lesní. Smrk ztepilý se vyskytoval na všech plochách kromě plochy 3/4. U borovice lesní to bylo podobné, chyběla pouze na ploše 1/6. Bříza pýřitá tvořila doplňkovou dřevinu téměř všech ploch. Byla významněji zastoupena pouze na plochách 1/8, 3/7 a 3/8. Borovice blatka měla výrazné zastoupení na ploše 3/5. Tato plocha je typickým blatkovým borem.

Nejvíce jedinců na plochu bylo nalezeno na plochách 3/5, 3/6, 3/7. Tyto plochy měly také nejvíce odumřelých jedinců. Plocha s nejmenším počtem jedinců byla plocha 3/4. Jedná se místo, které tvoří volný přechod z lesního ekosystému na travinný.

5.2.2 Výčetní tloušťky

Výčetní tloušťky stromů na všech transektech zobrazuje graf č. 2. U smrku medián činil 15cm. Horní kvartil hodnot smrku se pohyboval okolo 24cm a dolní kvartil okolo 10 cm. Medián u břízy dosáhl 10 cm. Horní kvartil hodnot břízy se pohyboval okolo 15cm a dolní kvartil okolo 9cm. Medián u borovice lesní činil 28cm. Horní kvartil hodnot borovice lesní se pohyboval okolo 33cm a dolní kvartil okolo 17cm. U borovice blatky medián činil 15cm. Horní kvartil u blatky se pohyboval okolo 22cm a dolní kvartil okolo 10cm.

Graf č. 2 Výčetní tloušťky dřevin na všech transektech



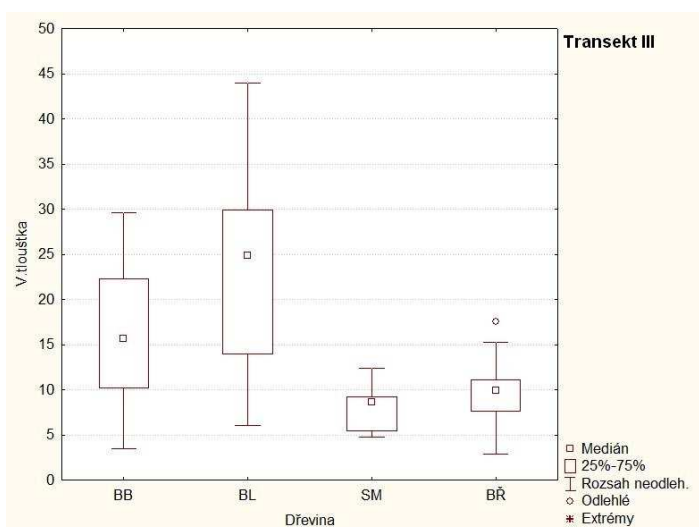
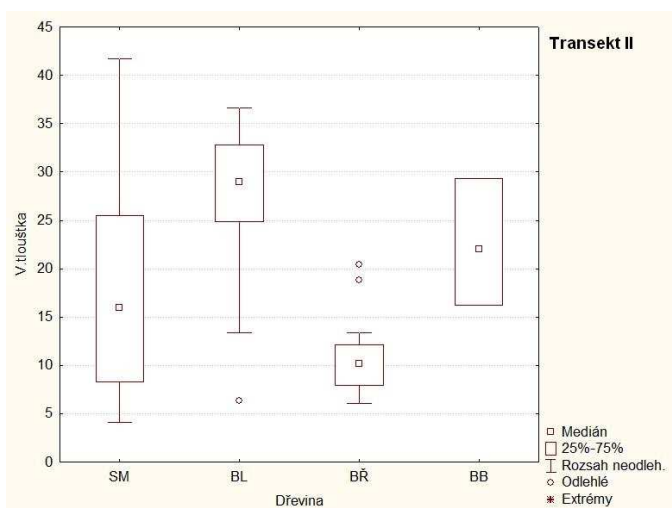
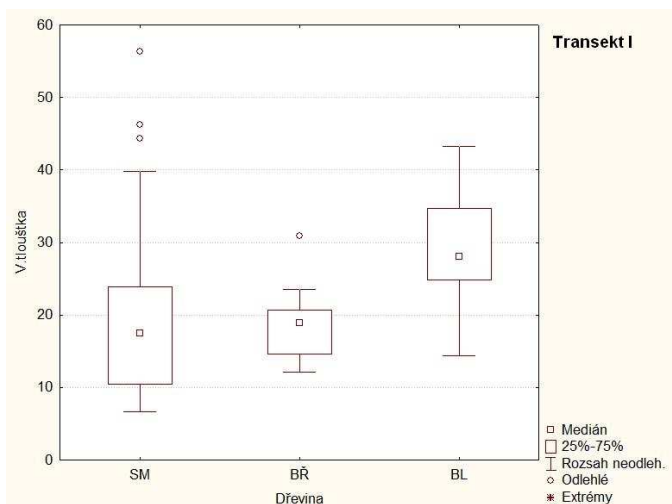
Výčetní tloušťky stromů na transektech I až III zobrazuje Graf č. 3. U smrku je patrné, že vzrostlé stromy se vyskytovaly na transektech I a II. Na transektu III se jedná spíše o smrkové zmlazení, výčetní tloušťka kmene zde dosahovala maximálně 14 cm.

Borovice lesní měla celkem rovnoměrné rozložení výčetních tloušťek na všech transektech. Borovice lesní na jednotlivých transektech měřila od nejmenší výčetní tloušťky 5 cm až po vzrůstné stromy o výčetní tloušťce 45 cm.

Borovice blatka se vyskytovala pouze na transektech II a III, přičemž na transektu 2 byli nalezeni pouze tři zástupci tohoto druhu. Na transektu III se vyskytovaly blatky s výčetní tloušťkou od 4 cm po 30 cm. Medián borovice blatky byl 15 cm na transektu III a 23 cm na transektu II.

Bříza pýřitá se vyskytovala na všech transektech. Na transektech II a III se medián břízy pohyboval okolo 10 cm. Jednalo se o mladé jedince nejspíše z náletu. Na transektu I byly nalezeni jedinci větších rozměrů. Medián břízy zde dosahoval 20 cm.

Graf č. 3 Porovnání výčetních tloušťek dřevin (cm) na jednotlivých transektech



6 Diskuze

6.1 Současné zastoupení mokřadních biotopů na lokalitě

Druhové složení přirozených mokřadních porostů je určováno zejména klimatickými, půdními a hydrologickými podmínkami. Typické druhové kombinace ve vztahu ke klíčovým faktorům prostředí byly zpracovány např. v katalogu biotopů ČR (Chytrý et al. 2010). Na zkoumané lokalitě se vyskytují tyto typy biotopů.

Lada s *Carex brizoides*

Kučera, Šumberová (2010) popisují biotop s dominantní ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) jako variantu vlhké pcháčové louky, která se vyvíjí na opuštěné nebo jen občas kosené vlhké louce.

Travní porosty v dominující *Carex brizoides* vznikají většinou v důsledku ukončení hospodaření na pozemku (Blažková 2010). Např. Schreiber, Schiefer (1985) zaznamenali na louce ležící ladem 4 roky po prvním vtroušeném výskytu *Carex brizoides* její pokryvnost 5 % a po 6 letech už pokryvnost 20 %. Ostřice se velice rychle šíří vegetativně ze sousedních, často lesních porostů pomocí dlouhých a v uzlinách kořenujících oddenků. Odumřelá biomasa ostřice, která je bohatá na sklerenchymatická pletiva, se rozkládá pomalu. Její suché listy překrývají většinu biomasy původního porostu, čímž se hromadí detrit ostřice, který zhoršuje růstové podmínky ostatních lučních druhů (Blažková, Hruška 1999).

Pro další fáze expanze je charakteristické, že se polykormony ostřice zahušťují a vzájemně proplétají. Uplatňuje se často i střídání strategie falangy a guerilly (Blažková 2003). Ostřice poté i bohatě kvete a vytváří klíčivá semena (Blažková 2010).

Postupným zahušťováním ostřicových porostů se mění i charakter půdního prostředí. Pod napůl rozloženým detritem ostřicového opadu vzniká několik centimetrů hustá síť živých i odumřelých oddenků prostupující tmavohnědou humózní zeminou. Prosazení jiných druhů v takovémto prostředí je velice náročné, nehledě na značně nepříznivé podmínky v nadzemní části porostů. Vznikají tak husté ostřicové porosty, představující trvalé bylinné a druhově chudé společenstvo, které je navíc velmi odolné i rasantním rekultivačním zásahům (Blažková 2010).

V současné době tvoří *Carex brizoides* na studované lokalitě hustě zapojené porosty. Další zvyšování pokryvnosti tohoto druhu se již nepředpokládá. Po ukončení revitalizačních prací a zvednutí hladiny podzemních by se měla snížit vitalita *Carex*

brizoides, což by mělo dát šanci jiným, ochranně významnějším druhům (např. kroupenáč vytrvalý, kyhanka sivolistá, ostřice chudokvětá, suchopýrek trsnatý, ostřice vrchovištní, aj.) (Hladká 2010)

Rašelinné a podmáčené smrčiny

Rašelinné a podmáčené smrčiny se vyskytují na silně zamokřených rašelinných nebo glejových půdách od 500m n.m. až po alpské hranice lesa, a to v okolí pramenišť, rašelinišť a v zamokřených terénních sníženinách. Ve vyšších polohách se vyskytují na obvodech horských vrchovišť. V mechovém patru převažují rašeliničky (*Sphagnum capillifolium*, *S. fallax* a *S. russowii*). Rašelinné smrčiny se vyskytují zejména v horských oblastech (např. Novohradské hory, Šumava, Krušné hory, Krkonoše) (Kučera 2010).

Charakteristický je pro ně zakrslý vzrůst a nesouvislý zápoj smrku (*Picea abies*). Do keřového patra na některých lokalitách vstupují ze sousedních vrchovišť borovice kleč nebo borovice rašelinná (*Pinus mugo* a *P. xpseudopumilio*) a břízy (*Betula carpatica* a *B. pubescens*). V bylinném patře dominují keřky (*Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosus* a *V. vitis-idea*). Často se zde vyskytují suchopýry (*Eriophorum angustifolium* a *E. vaginatum*) a ostřice (*Carex canescens*, *C. nigra*, *C. rostrata* aj.) (Moravec 1995).

Rašelinné a podmáčené smrčiny v současné době zabírají velkou část zkoumaného území. Očekává se, že po dokončení revitalizačních opatření se na některých místech začne pomalu rozpadat vysoké stromové patro (Buřková, ústní sdělení). Stromové patro tak bude méně zapojené. Protože růst smrku bude pravděpodobně potlačen trvale vysokou hladinou spodní vody, vytvoří se tak příležitost pro zmlazení borovice blatky. Stromy nebudou mít takovou výšku jako před revitalizací. V mechovém patře bude rašeliničkový zvyšovat svoji pokrývnost.

Rašelinné brusnicové bory

Rašelinné brusnicové bory představují závěrečné sukcesní stadium na vrchovištích a rašeliništích v nižších nadmořských výškách. Pro rašelinné brusnicové bory je charakteristická dominantní borovice lesní (*Pinus sylvestris*) s příměsí smrku ztepilého (*Picea abies*) nebo břízy (*Betula pubescens* či *B. pendula*). Dnes se vyskytují převážně na člověkem odvodněných vrchovištích a oligotrofních rašeliništích se silně rozloženou rašelinou, vzácně i na zrašeliněných minerálních půdách. Původně se vyskytovaly asi jen na okrajích vrchovišť a oligotrofních rašelinišť na mělkých vrstvách

humolitu. S postupným odvodňováním však docházelo k přeměně původních rozvolněných blatkových a borových vrchovišť v zapojenější rašelinné brusnicové bory. Často se tedy mozaikově prolínají s blatkovými bory. Zapojené stromové patro může dorůst až do výšky 25m. Keřové patro je tvořeno mladšími jedinci stromového patra. V bylinném patře dominují keříčky (*Vaccinium spp.*, *Calluna vulgaris*, *Ledum palustre*). V mechovém patře dominují mechy rodu *Dicranum*, *Hylocomium*, *Pleurozium* a *Polytrichum* a jsou zde běžné rašelínky (*Sphagnum* sp. div.) Půdy jsou silně kyselé a mají málo přístupných živin a bazických iontů. Hladina podzemní vody se nachází zhruba 30 cm pod povrchem půdy nebo hlouběji (Kučerová et. al. 2010).

V současné době brusnicové bory na studované lokalitě expandují na úkor degradujících blatkových borů. Po revitalizaci by se měly životní podmínky vrátit do původního stavu příznivého pro rozvoj porotů borovice blatky. Zapojené porosty *Pinus sylvestris* by se měly rozvolnit. To by mělo dát možnost uchycení semenáček borovice blatky (*Pinis rotundata*) a celkové zmlazení a rozšíření blatkových borů.

Blatkové bory

Blatkové bory pokrývají rašeliniště sycená převážně srážkovou vodou, hluboká přes 2 m. Hladina podzemní vody v nenarušených blatkových borech neklesá pod 30 cm pod povrch terénu. Blatkové bory představují konečné sukcesní stadium vrchovišť středních nadmořských výšek, podobně jako brusnicové rašelinné bory. Často v nich probíhá cyklická, mozaikovitá sukcese v závislosti na změnách vodního režimu. Kromě mechorostů reaguje na změny vodního režimu velmi citlivě i stromová vegetace. Odvodňování podporuje rychlejší růst a zvětšování zápoje, při náhlém zvýšení hladiny podzemních vod dochází k dočasnému rozpadu stromového patra. Blatkové bory byly často silně pozměněny činností člověka. Kvůli odvodňování začaly původně roztroušené blatky tvořit zapojené porosty a zároveň se do těchto porostů začala šířit borovice lesní. Ta se introgresivně křížila s blatkou a způsobila její postupnou genetickou degradaci. Při odvodnění ustupují typické rašeliništní druhy (*Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris* a vrchovištní rašelínky) a roste zastoupení keříčků a lesních mechorostů (*Dicranum spp.*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi* aj.) (Kučerová et. al. 2010).

V současné době jsou blatkové bory na studované lokalitě ve fázi degradace. Po revitalizaci a zlepšení vodního režimu lokality by se tato degradace měla zastavit.

Původní koryto potoka a koryto odvodňovací rýhy

Koryto odvodňovací rýhy bude zahrnuto téměř v celém rozsahu. Ponechán bude pouze úsek shodný s původním řečištěm. Při převádění toku do původního koryta bude maximální snaha o podporu a obnovení biotopů a ekologických vazeb nutných pro zachování a podporu cenných živočišných druhů (*Margarita margaritifera*, *Lampetra planeri*), prostřednictvím habitatů pro populace hostitelských ryb (Zelenková, Bufková 2009).

6.2 Mapa biotopů

Podle vrstevnic z mapových materiálů poskytnutých NP Šumava (Zelenková, ústní sdělení) je vidět, že nejnižše položený bod na celé lokalitě je místo, kde odvodňovací rýha opouští lokalitu. Okolí tohoto bodu se zdá nejvlhčí. Díky těmto podmínkám se zde vyskytuje blatkový bor. Z dostupných lesnických typologických map poskytnutých NP Šumava (Zelenková, ústní sdělení) je patrné, že tyto blatkové bory měly v minulosti mnohem větší rozlohu. To poukazuje na postupnou degradaci blatkových borů z důvodu narušení vodního režimu odvodněním. Blatkové bory zmenšily svoji rozlohu natolik, že v mapování pro soustavu Natura 2000 nebyly ani rozlišeny jako samostatný biotop.

Směrem na jih až jihovýchod od odvodňovací rýhy v místě, kde v našem mapování střídavě vlhké bezkolencové louky navazují na lesní kulturní porosty, jsou v lesnické typologické mapě i v mapě soustavy Natura 2000, které má k dispozici NP Šumava, zakresleny porosty acidofilních bučin (Zelenková, ústní sdělení). Při pozorování v terénu však byla zjištěna minimální až téměř žádná přítomnost rodu *Fagus*.

Ve východní části lokality na ploše, která je v mapě na obr. 2 označena jako lesní kultura s dominantním *Picea abies*, lesnická typologická mapa rozlišuje 3 úseky. Tyto segmenty jsou svěží rašelinná smrčina (lesní typ šřavelový), podmáčená jedlová smrčina (lesní typ třtinový) a podmáčená jedlová smrčina (lesní typ ostřicový). Tyto úseky jsme při mapování neprozkoumali do detailu, a proto je zapotřebí na těchto místech provést přímé mapování a rozlišit případné hranice těchto biotopů (viz též kap. 6.5).

6.3 Návrh monitoringu

6.3.1 Základní monitoring

Založení trvalých ploch

Na zkoumané lokalitě se po revitalizaci očekává změna ve vývoji společenstev. Analýza rostlinných společenstev je nejzákladnější výzkum, který by měl být proveden. Umožní vymezení vegetačních jednotek a jejich kvalifikaci pro další výzkum, nastíní ekologické faktory působící na lokalitě a dlouhodobé sledování umožní sledovat vývoj společenstev.

Pro získání úvodních znalostí o variabilitě prostředí, určených morfologií území, geologickou stavbou a pedologickými a hydrologickými poměry, je vhodné lokalitu několikrát navštívit. Při návštěvách je třeba rozlišit typy společenstev podle dominantních druhů a podle charakteru stanoviště.

Na základě těchto informací je třeba umístit trvalé plochy pro dlouhodobé sledování. Při výběru studijních ploch je důležité dbát na reprezentativnost vzhledem ke stanovištním poměrům (zejména hladina podzemních vod, expozice, hloubka půdního profilu) a také na homogenitu rostlinného společenstva uvnitř studijní plochy (Moravec 1994). Moravec (1994) doporučuje velikost studijní plochy větší, než činní miniareál (minimální plocha) studované fytoocenózy. Doporučená velikost miniareálu může být stanovena na podkladě empirických hodnot, které uvádějí Mueller-Dombois, Ellenberg (1974). Pro nižší patra lesních společenstev udávají velikost miniareálu 20 – 200 m² a pro louky 10 – 25 m². Pro jednoduchost výpočtu velikosti studijních ploch je obvykle nejlepší zvolit tvar čtverce. Na studované lokalitě se nacházejí společenstva doprovázející odvodňovací rýhu. Pro zachování homogenity uvnitř studijních ploch s tímto umístěním je vhodnější volit tvar protáhlého obdélníku.

Pokryvnost rašeliníku

Po dokončení revitalizačních opatření na lokalitě se očekává regenerace rašelinišť a postupné rozrůstání rašeliníku. Pro výzkum pokryvnosti rašeliníků se zdají vhodné různé metody. Porosty rašeliníku jsou součástí lesních společenstev, což mírně komplikuje použití řady metod sledování pokryvnosti populací (např. bodová metoda, liniová metoda).

Pro dlouhodobé sledování dynamiky růstu rašeliníků lze použít metodu odhadu pokryvnosti. Oproti jiným metodám je zatížena větší subjektivní chybou a je méně přesná (Moravec 1994), ale byla použita ve studii Lazárkové (2012) vzhledem ke své

jednoduchosti a univerzálnosti. Vzhledem k předpokládané malé rychlosti růstu rašeliníků nebude nutné sledovat růst jejich pokryvnosti příliš často. Výzkum by měl probíhat maximálně jednou do roka, případně jednou za 2 roky.

Z grafických metod se zdá vhodná metoda podle Weavera, Clementse (1938) s užitím síťového postupu. Při tomto postupu se přenáší rozmístění populací pomocí čtverce s pravouhlou sítí do mapy s podobnou sítí v úměrném zmenšení. Provedení této metody by bylo v lesních porostech složitější, avšak podala by přesnější informace o chování rašeliníku po revitalizačních zásazích než metoda odhadu pokryvnosti.

Dnešní technika nabízí i velmi zajímavé způsoby grafických metod. Vytvoření vertikální digitální fotografie a následné zpracování v příslušném grafickém programu umožňuje velice přesně sledovat dynamiku vegetace. Proto jsou tyto metody velice vhodné pro dlouhodobé sledování dynamiky vegetace na trvalých plochách. Užití grafických metod se nehodí pro druhově bohatá společenstva s překrývajícími se podpatry. Při překrytí rašeliníku např. brusnicí borůvkou by se muselo měření provádět na podzim nebo brzy zjara, kdy je brusnice bez listů.

Vývoj bylinného patra

Zvýšená hladina podzemních vod po revitalizaci bude ovlivňovat vegetaci přímo i nepřímo. Byliny, které nejsou přizpůsobeny na vyšší hladinu podzemních vod, budou postupně ustupovat a snižovat svoji pokryvnost. Vyšší hladina podzemních vod také způsobí hromadění organické hmoty z opadu. Změní se chemismus vody a tím také dostupnost živin pro rostliny. Nejznatelnější budou tyto změny v místech, která jsou dosud relativně sušší.

Pro dlouhodobý monitoring pokryvnosti jednotlivých druhů je vhodná řada metod. Bodová metoda podle Levyho, Maddena (1933) je ze všech nejpřesnější, avšak je velice náročná na čas i vybavení. Její použití je možné, avšak pro naše účely a časové možnosti je méně vhodné. Liniová metoda o něco méně náročná na čas a méně přesná než metoda bodová. I přesto se tato metoda vyznačuje velmi vysokou úrovní přesnosti. Při této metodě se odečítají délky úseků překrytých populacemi jednotlivých druhů na měřícím pásmu položeném v analyzovaném porostu. Pokryvnost určitého druhu se vypočte jako podíl délky překryté jeho nadzemními orgány z celkové délky transektu. Výsledek se vyjádří v procentech (Moravec 1994). Pro sledování vývoje bylinného patra jsou vhodné i grafické metody a odhadová metoda (viz kapitola Pokryvnost

rašeliníku). Pro sledování dynamiky bylinných a travinných společenstev postačí sledovat vývoj pokryvnosti jednou do roka.

Vývoj porostů dřevin

Po ukončení revitalizačních opatření se předpokládá, že dojde k zvednutí hladiny podzemních vod a k celkové změně vodního režimu. V lesních porostech dojde k postupnému rozpadu stávajícího stromového patra a rozvolnění porostu. To dá možnost uchycení semenáčů světlomilných dřevin, z nichž dále mohou prospívat pouze dřeviny tolerující vyšší hladinu spodní vody (např. borovice blatka).

Pro monitoring těchto změn se zdá vhodná metoda stanovení bazální pokryvnosti. Tato metoda zjišťuje plochu, kterou jedinci zaujímají na povrchu půdy svými bázemi (Mueller-Dombois, Ellenberg 1974). Stanoví se měřením průměru báze rostlinných jedinců a výpočtem plochy kruhu, který tato báze zaujímá. Při větší odchylce báze kmene od kruhu je nutno provést dvě na sobě kolmá měření a pro výpočet plochy použít jejich střední hodnotu. U stromů se podobně jako v lesnictví užívá průměru kmene v prsní výšce (130 cm) a označuje se někdy jako „pokryvnost kmenů“ (stem cover). Jedinci každé druhové populace jsou poté rozděleni do tříd o určitém intervalu průměru báze a na analyzované ploše je stanoven počet jedinců v každé třídě. Z těchto údajů se pak provede konečný výpočet bazální pokryvnosti daného druhu. Pokryvnost stromů se většinou uvádí v m²/ha (Moravec 1994).

U lesních porostů budou změny probíhat velice pomalu. Aby byly rozdíly v pokryvnosti stromů znatelné, postačí opakovat měření jednou za 5 až 10 let.

Mapování společenstev

Změny v rostlinné skladbě po revitalizaci se dají dobře vyjádřit graficky ve formě map. Při pravidelném mapování reálné vegetace je možné sledovat rychlost změn rozlohy společenstev na celé sledované lokalitě. Pro kompilační mapování není zatím dostatek podkladových map, proto by mapování mělo probíhat formou přímého mapování. Nejvhodnější se jeví hodnocení vizuálně rozlišitelných úseků vegetace v přírodě a jejich zařazování do mapovacích jednotek, které se zakreslují do podkladové mapy (Moravec 1994). Dnešní technické možnosti dálkového průzkumu Země a přesné zaměřování polohy pomocí technologie GPS dovoluje zakreslovat hranice společenstev do digitálních map a následné zpracování mapových podkladů v programech GIS.

Vodní charakteristiky

Po ukončení revitalizačních prací se změní vodní režim celé lokality a stoupne hladina podzemních vod. S tím, jak se změní hladina podzemních vod, změní se i chemické charakteristiky vody samotné. Mezi základní vlastnosti, které by měly být měřeny, jsou vodivost a pH vody. Při výzkumu hladiny a vlastností spodních vod je potřeba získat přístup k podzemní vodě. Pro tato měření se nejčastěji užívá zápusťných, perforovaných PVC trubek, které se zasouvají do zkusných vrtů. Vrty se umisťují na místa s různou topografií (vyvýšeniny, hřebeny, prohlubně, povrchové deprese, staré meandry, okrajové deprese atd.). Přesná hloubka od povrchu půdy se nejčastěji měří pomocí zeměměřičského přístroje. Měření změn hladiny podzemní vody, konduktivita a pH by měly být prováděny pravidelně a hodnotit by se mělo celé spektrum hodnot. Měření by se mělo provádět minimálně jednou za dva týdny, při náhlých změnách počasí i častěji (Bufková 2007).

Elektrolytická konduktivita se v rozborech vody obvykle označuje pouze jako konduktivita. Konduktivita je míra koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. Jedná se o fyzikální veličinu, která popisuje schopnost látky vést elektrický proud (Horáková 2003). Dnes se konduktivita měří nejčastěji pomocí různých čidel. Konduktivitu je tak možné měřit jednoduše přímo na místě odběru vzorků.

Při zvýšené hladině podzemních vod se začnou v půdě a vodě koncentrovat huminové kyseliny. To bude mít za následek snižování hodnoty pH. Pro měření pH je dnes k dispozici řada přístrojů, včetně přenosných terénních.

Při interpretaci výsledků chemismu vod je třeba vycházet ze znalostí vzájemných vztahů mezi rašeliništěm a okolím. Základní představu je možné získat studiem geologické mapy a doprovodných informací o průtoku vody (Schumann, Joosten 2008).

Půdní charakteristiky

Jako základ pro charakterizaci půd na studované lokalitě by mělo proběhnout několik typů měření. Nejprve by měl být proveden odběr neporušeného půdního vzorku a jeho základní rozbor. Pro zjištění dostupnosti vody a vzduchu pro rostliny je třeba zjistit momentní vlhkost půdy (W_{mom}), maximální kapilární vodní kapacitu (MKK), retenční vodní kapacitu (RVK_{24}), objemovou hmotnost a pórovitost (včetně hodnocení skladby pórů) půdy. Metodiku těchto měření popisuje Horáček et. al. (1994). Tyto

vlastnosti jsou pevně spjaty s tvorbou půd a mění se velmi nepatrně. Proto postačí, když jejich opětovné měření proběhne nejdříve rok nebo spíše několik let po revitalizaci. Price (1997) porovnával na severoamerických rašeliništích půdní charakteristiky s ohledem na to, zda byly půdní vzorky odebírány z odvodněných, revitalizovaných či právě odtěžovaných rašelinišť. Půdní vlhkost a objemovou hmotnost zkoumal gravimetricky. Zjistil, že na odvodňovaných stanovištích je ve svrchní vrstvě půdy nižší objemová vlhkost půdy. V průběhu května a června byla půdní vlhkost na revitalizovaných místech o 10 % vyšší oproti odvodněným místům. Dále zjistil, že objemová hmotnost půdy byla nižší oproti revitalizovaným a právě odtěžovaným místům.

Po revitalizaci by se měla v půdě více hromadit organická hmota z opadu. Tento vývoj by se měl zdokumentovat. Pro sledování množství půdních organických látek se používají přímé i nepřímé metody. Mezi vhodné přímé metody patří tzv. stanovení na suché cestě. Při této metodě dochází k totální oxidaci organického materiálu na unikající CO_2 . K oxidaci organického uhlíku dochází buď v plameni kahanu, nebo (přesněji) v muflové či kelímkové peci. Žihání probíhá při maximální teplotě 530° , aby se zamezilo rozpadu uhličitánů. Obsah organického materiálu se pak vypočte jako rozdíl hmotností půdy před a po žihání. Podstatou nepřímých metod je oxidace organického C kyslíkem některého chemického oxidans, aplikovaného ve formě roztoku v kyselinosírovém prostředí. Množství zoxidované uhlíku se zjistí buď z kvanta vyprodukovaného CO_2 (jímáním do $\text{Ba}(\text{OH})_2$) nebo se vypočte z množství spotřebovaného oxidačního činidla. Z množství vyprodukovaného CO_2 se zjistí obsah organického materiálu. Z těchto metod je velice přesná elementární analýza, která je však velice náročná na vybavení. Přesná je také řada metod tzv. stanovení na mokré cestě (Horáček 1994). Měření množství půdních organických látek by se mělo provádět pravidelně každý rok ve stejném ročním období.

6.3.2 Optimální monitoring

Pro podrobné studium změn v ekosystému pouze základní monitoring nestačí. Pro kompletní popsání vlastností území je potřeba provést ještě řadu dalších měření. Je však potřeba zhodnotit přínos těchto analýz, protože řada z nich je náročná na čas a vybavení a s tím spojené finanční náklady. V optimálním případě by bylo vhodné doplnit výzkum o detailní analýzu chemizmu vody na území. Tato měření poskytnou informace o vazbě rostlin k jednotlivým živinám.

Detailní hydrochemickou analýzu provedla na typově podobných lokalitách v oblasti Vltavského luhu Bufková (2007). Bufková stanovovala obsahy hlavních kationů i anionů. Obsah NH_4^+ a PO_4^{3-} stanovovala pomocí spektrofotometrie. Koncentrace NO_3^{2-} a SO_4^{2-} určovala pomocí iontové chromatografie. Kationy Mg^{2+} , Ca^{2+} , celkové Fe, K^+ , Na^+ určovala pomocí plamenové atomové absorpční spektrometrie (AAS).

Dále Bufková měřila obsah huminových kyselin ve vodě. Huminové kyseliny ve vzorcích byly extrahovány do pentanolu v kyselém prostředí a poté byly opět extrahovány do vody za alkalických podmínek. Úroveň intenzity barev v zásadité vodě byla přímo úměrná koncentraci huminových kyselin.

Celkový obsah organických látek (TOC) ve vodě byl stanoven oxidací na platinovém katalyzátoru a následném změření obsahu vzniklého CO_2 IR detektorem.

Alfons (2002) na rašeliništích v Nizozemsku stanovoval kvalitu rašeliny. Obsah uhlíku a dusíku stanovoval ve vysušeném digestátu pomocí CNS analyzátoru. Lignin a hemiculózy stanovoval ve vysušených vzorcích podle Goeringa, Van Soesta (1970). Dále stanovoval obsah P, Fe, Mn, Ca a Mg metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem. Obsah Na a K určoval pomocí plamenové fotometrie.

Price (1996) zkoumal hydrologii a mikroklíma částečně obnoveného rašeliniště v oblasti Quebec (Canada). Mimo jiné měřil teplotu půdy pomocí termočlánků 0,001, 0,01, 0,05, 0,10, 0,25, 0,50 a 1,00m pod povrchem.

6.4 Monitoring, který již proběhl

Základní analýza rostlinných společenstev již byla provedena. Vymezily se typy biotopů podle Chytrého et al. (2010). Pro přesnější analýzu rostlinných společenstev byly na zkoumané lokalitě vytyčeny trvalé plochy umístěné na třech transektech vedených kolmo na koryto odvodňovací rýhy. Na trvalých plochách jsou již připraveny sondy pro odběr podzemní vody. Počáteční fytoecologické snímkování čteně analýzy stálosti druhů a odhadu pokryvnosti jednotlivých druhů již proběhlo (Lazárková 2012). Dále byly odebrány půdní vzorky a provedena základní analýza (Lazárková 2012). Na lesních plochách byla měřena výčetní tloušťka stromů (kapitola 5.1.2). Na lokalitě bylo provedeno celkové mapování společenstev (kapitola 5.1).

6.5 Návrh doplňujících měření pro rok 2012

Výzkum splňující základní monitoring již probíhá. Pro rok 2012 by bylo vhodné pokračovat ve sledování vývoje bylinného patra, popřípadě zaznamenat pokryvnost rašeliníků. Mapování společenstev již sice proběhlo, ale v některých odlehlějších místech od jádra zkoumané lokality neproběhlo zcela do detailu. Jedná se hlavně o porosty podmáčených a kulturních smrčín na okraji lokality. Pro rok 2012 bych doporučoval na těchto místech provést detailní mapování. V roce 2011 nebyly odebrány vzorky podzemní vody. Při hloubení zkusných vrtů se počítalo se zvýšenou hladinou podzemní vody po dokončení revitalizačních prací. Avšak z důvodu opoždění těchto prací zatím nedosahuje hladina podzemní vody až do vrtu. Vrty je proto třeba umístit do větší hloubky a začít s analýzami vody.

7 Závěr

Pro sledování dynamiky společenstev byla navržena metodika včetně metodiky založení trvalých ploch. Pro sledování pokryvnosti mechového a bylinného patra byla navržena metoda odhadu pokryvnosti či grafické metody. Pro sledování vývoje pokryvnosti dřevin byla navržena a popsána metoda bazální pokryvnosti. Mapování společenstev je vhodné provádět formou přímého mapování.

Z vodních charakteristik je nejdůležitější sledovat vodní režim, konduktivitu a pH vody. Jako doplňková měření jsou navrženy metodiky pro měření celkového obsahu NH_4^+ , PO_4^{3-} , NO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , celkové Fe, K^+ , Na^+ , huminových kyselin a organických látek (TOC).

Pro výzkum půdních charakteristik byly navrženy metody měření momentní vlhkosti půdy (W_{mom}), maximální kapilární vodní kapacity (MKK), retenční vodní kapacity (RVK_{24}), objemové hmotnosti a pórovitosti (včetně hodnocení skladby pórů) půdy. Pro sledování množství organických látek v půdě byly navrženy metodiky přímého a nepřímého měření.

V této práci byla prakticky vyzkoušena metoda přímého mapování a proběhlo měření výčetní tloušťky stromů.

8 Použitá literatura

- Albrecht, J. (1992): Inventarizační průzkum SPR Mrtvý luh. Manuscript, 56 s. (Knihovna Správy NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory)
- Alfons, J.P. et. al. (2002): Peat bog restoration by floating raft formation. *Journal of Applied Ecology*. 39: 391 – 401.
- Armstrong, W., Brändle, R., Jackson, M.B. (1994): Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Bot. Neerl.* 43: 307-358
- Babůrek, J., Jiříčka, J., Pertoldová, J., Verner, K. (2006): Průvodce geologií Šumavy. Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava a Česká geologická služba Praha. Vimperk. 53 s.
- Bastl, M. (2008): Ekologie borovice blatky. České Budějovice. Disertační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Blažková, D. (2003): Rostlinné expanze při sukcesi na opuštěných loukách. *Zprávy České Botanické Společnosti*, 19: 75–82.
- Blažková, D. (2010): Společenstva s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) a jejich sukcese. *Silva Gabreta*. 16: 13-25.
- Blažková, D., Hruška, J. (1999): Vegetation of abandoned meadows with *Carex brizoides* in context with restoration of ecosystems in oligotrophic catchment areas with *Margaritifera margaritifera*. *Příroda*. 15: 17–24.
- Bufková, I. (2003): Niva Horní Vltavy. In: Prach, K., Pithart, D., Francírková, T. (2003): Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Správa NP a CHKO Šumava. Vimperk 106 s.
- Bufková, I., Prach, K., Bastl, M. (2005): Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech Republic). *Silva Gabreta*. 2: 1 – 78.
- Bufková, I., Milbrent, M. (1995): The impact of agriculture on rivers and peatbogs in the Šumava National Park, Czech Republic. In: Eiseltovej, M., Biggs, J. (1995): Restoration of Stream Ecosystems, an integrated catchment approach. IWRB Publications 37. Slimbridge. Gloucester. UK. 139-143.
- Bufková, I., Rydlo, J. (2008): Water macrophytes and wetland vegetation in old cut meanders of the Upper Vltava River (Šumava National Park). *Silva Gabreta*. 14 : 93 – 133.
- Bufková, I., Stíbal, F., Zelenková, E., Juha, M. (1994): Program revitalizace šumavských mokřadů a rašelinišť – Modravské slatě. Závěrečná zpráva za rok 2003. Správa NP A CHKO Šumava. 17 s.

- Colin, R., Townsend, M., Begon, J., Harper, L. (2010): Ekologie. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc. 505 s.
- Crawford, R. (2001): Physiological response to flooding. Springer. Berlin. 453 s.
- Čížková, H. (2006): Faktory ovlivňující dynamiku porostů rákosu obecného v kulturní krajině. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 200 s. Habilitační práce.
- Čížková, H., Šantrůčková, H. (2006): Procesy spojené s eutrofizací mokřadů. Živa. 5 : 201 – 204.
- Čížková, H., Květ, J., Francisco, A., et.al. (2011): Actual state of European wetlands and their possible future in context of global climate change. Aquatic Sciences, DOI 10.1007/s00027-011-0233-4.
- Dykyjová, D., Květ, J. (1978): Pont littoral ecosystems. Springer. Berlin. 464 s.
- Dušek, J., Vavrušková M., Čížková, H. (2008): Úloha mokřadů v uhlíkovém cyklu. In: Pithart, D., Benedová, Z., Křováková, K.: Ekosystémové služby říční nivy. – Sborník příspěvků z konference. Třeboň. Ústav systémové biologie a ekologie AVČR. 44-47.
- Ehleringer, J.R., Forseth, I.N. (1980): Solar tracking by plants. Science. 210: 1094 - 1098.
- Ellenberg, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer. Stuttgart. 245 s.
- Epstein, E. (1972): Mineral nutrition of plants. Annual Review of Plant Physiology. 7: 1 - 24.
- Fialová, R., Chvátalová, M., Kolmanová, A. (1999): Denní průběh fotosyntézy a transpirace borovice blatky na rašeliništi Žofinka. Zpráva PF JU. Katedra biologie České Budějovice a Ústav AV Třeboň.
- Gorham, E., Rochefort, L. (2003): Peatland restoration. Wetland Ecology and Management. 11: 109 - 119.
- Hendrych, R. (1984): Fytogeografie. Státní pedagogické nakladatelství v Praze. Praha. 219 s.
- Hindls, R., Hronová, S., Seger J. (2004): Statistika pro ekonomy. Professional publishing. Praha. 415 s.
- Hladká, M. (2010): Krásivková flóra vybraných rašelinišť jeseníků. Olomouc. Diplomová práce. Univerzita Palackého v Olomouci.
- Horáček, J., Ledvina, R., Koubalíková, J. (1994): Geologie a půdoznalství. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice. 110 s.
- Horáková, M. (2003): Analytika vody. VŠCHT Praha. Praha. 335 s.

- Chytrý, M. (2000): Formalizované přístupy k fytoocenologické klasifikaci vegetace. *Preslia*. 72: 1- 29.
- Chytrý, M. et. al. (2011): Vegetace České republiky 3 Vodní a mokřadní vegetace. Akademia. Praha. 828 s.
- Chytrý, M., Kučera, T. (1999): Systémy klasifikace vegetace a jejich využití v ochraně přírody. *Ochrana přírody*. 54: 137 – 140.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., a kol. (2001): Katalog biotopů České republiky. 1. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 304 s.
- Chytrý, M., Kučera, T. Kočí, M., a kol. (2010): Katalog biotopů České republiky. 2. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 445 s.
- Chytil J., Hakrová, P., Hudec, K., Husák et. al. (1999): Mokřady České republiky. Český ramsarský výbor. Mikulov. 327 s.
- Jakrlová, J., Pelikán, J. (1999): Ekologický slovník. Fortuna. Praha. 144 s.
- 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. In: Čížková, H., Květ, J., Francisco, A., et.al. (2011): Actual state of European wetlands and their possible future in context of global climate change. *Aquatic Sciences*, DOI 10.1007/s00027-011-0233-4.
- Jóža, M., Vonička, P. a kol. (2004): Jizerskohorská rašeliniště. Jizersko-ještědský horský spolek. Liberec. 159 s.
- Keddy, P., A. (2002): *Wetland Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 614 s.
- Kučera, T. Smrčiny. In: Chytrý, M., Kučera, T. Kočí, M., a kol. (2010): Katalog biotopů České republiky. 2. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 340 – 348.
- Kučera, T., Šumberová, K. Louky a pastviny. In: Chytrý, M., Kučera, T. Kočí, M., a kol. (2010): Katalog biotopů České republiky. 2. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 165 - 189.
- Kučerová, A., Kučera, T., Hájek, M., Rybníček, K. Rašelinné lesy. In: Chytrý, M., Kučera, T. Kočí, M., a kol. (2010): Katalog biotopů České republiky. 2. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 349 – 359.
- Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (2002): *Freshwater wetlands and their sustainable future*. UNESCO. Paris. 495 s.
- Larcher, W. (1988): *Fyziologická ekologie rostlin*. Academia Praha. Praha. 361 s.
- Larcher, W. (1995): *Physiological Plant Ecology*. Springer. Berlin. 506 s.

- Lappalainen E (ed) (1996) Global peat resources. International Peat Society and Geological Survey of Finland. Espoo. In: Čížková, H., Květ, J., Francisko, A., et al. (2011): Actual state of European wetlands and their possible future in context of global climate change. Aquatic Sciences, DOI 10.1007/s00027-011-0233-4.
- Lazárková, K. (2012): Botanický výzkum regulovaného úseku nivy Hučiny (Černý Kříž, Šumava). České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v ČB.
- Ledvina, R., Horáček, J., Šindelářová, M. (2000): Geologie a půdoznalství. České Budějovice. 203 s.
- Ledvina, R., et al. (2006): Pedologie a geologie pro obor Pozemkové úpravy. Jihočeská Univerzita. České Budějovice. 143 s.
- Levy, E.E., Madden, E.A. (1933): The point Method of pasture analysis. - New Zealand J. Agric. Wellington. 46: 267 – 279. In: Moravec, J. et al. (1994): Fytocenologie. Academia. Praha. 403 s.
- Ložek, V. (2001): Geology. Geomorphology. In: Neuhäuslová, Z.: The map of potential natural vegetation of the Šumava National Park. Silva Gabreta. Supplementum 1: 81-82.
- Miksa, V., Opletal, M. (1995): Základní geologická mapa České republiky 1 : 50 000, list 32–14 Nová Pec. Český geologický ústav. Praha.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G. (2000): The value of wetlands: The importance of landscape petting and scale. Ecological Economics. 36: 25 – 33.
- Moravec, J. et al. (1994): Fytocenologie. Academia. Praha. 403 s.
- Moravec J. (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Sever. Litoměřice. 206 s.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. (1974): Aims and methods of vegetation ecology. New York. In: Moravec, J. et al. (1994): Fytocenologie. Academia. Praha. 403 s.
- Prach, K., Bufková, I., Zemek, F., Heřman, M., Mašková, Z. (2000): Grassland vegetation in the former military area Dobrá Voda. The Šumava National Park. Silva Gabreta. Vimperk. 5: 101-112.
- Price, J. (1996): Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Quebec. Hydrological processes. 10 : 1263 – 1272.
- Price, J. (1997): Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. Journal of Hydrology. 202: 21 – 32.
- Reichholf, J. (1998): Pevninské vody a mokřady. IKAR. Praha. 223 s. Z německého originálu přeložil J. Čihař.

Rocheft, L. (2000): Sphagnum - A Keystone Genus in Habitat Restoration. The Bryologist. 3: 503 - 508.

Sengbusch, P. (2004): Untersuchungen zur Ökologie von Pinus rotundata LINK (Moor-Kiefer) im Südschwarzwald. Dissertationes Botanicae. 388: 1 - 148.

Schriber, K. F., Schiefer, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: Schreiber K.F. (ed.): Sukzesion auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten 20: 111–153.

Schumann, M., Joosten, H. (2008): Global Peatland Restoration Manual. Greifswald University. Germany. 64 s.

Sofron, J., Neuhäuslová, Z., Wild, J. (2001): Podnebí. In: Neuhäuslová, Z., ed. (2001): Silva Gabreta. Supplementum. 1: 2 - 22.

Soukupová, L. (1996): Víceletá dynamika rozvoje Calamagrostis villosa v acidifikovaných horských smrčínách středních Sudet. In: Vacek S. [eds.]: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Opočno. 321–326.

Spitzer, K., Bufková, I. (2008): Šumavská rašeliniště. Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava. Vimperk. 203 s.

Strahler, A. (2000): Introducing Physical Geography. John Wiley and Sons Inc.. New York. 575 s.

Šindlar, M. (1999): Dynamika a ochrana přirozených ekosystémů vodních toků. Manuskript. nepubl.. 203 s. (Knihovna Správy NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory, Kašperské Hory).

Tesař, M., Šír, M., Zelenková, E. (2004): Vliv vegetace na vodní a teplotní režim tří povodí ve vrcholovém pásmu Šumavy. Aktuality šumavského výzkumu II. Sborník z konference Srní 4 -7. října 2004. 84 – 88.

Toegel, D (1999): Studium denního průběhu fotosyntézy a transpirace jako faktorů podílejících se na celkové energetické bilanci vybraného ekosystému - mokřad. České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v ČB.

Vicherová, E. (2009): Vliv stromů a hladiny podzemní vody na vegetaci dvou šumavských vrchovišť. České Budějovice. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita.

Ward, J.V., Stanford, J.A.(1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research & Management. 11: 105–119.

Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, B., Klaret, C. (2002): Riverine landscape diversity. Freshwater. Biology. 47: 517–539.

Waughman, G.J., Bellamy, D.J. (1980) Nitrogen fixation and the nitrogen balance in peatland ecosystems. *Ecology*. 61: 1185 – 1198.

Weaver, J.E, Clements, F.E. (1938): *Plant ecology*. ed. 2. New York et London. In: Moravec, J. et al. (1994): *Fytocenologie*. Academia. Praha. 403 s.

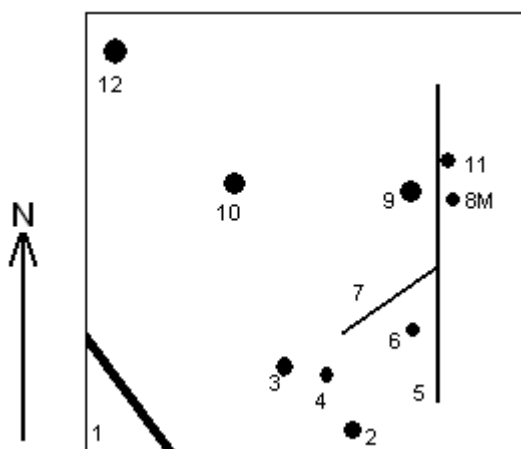
Zelenková, E. (2005): Revitalizace rašeliniště Soumarský most In: *Sborník referátů Krajinotvorné programy*. Průhonice.

Zelenková, E., Bufková, I. (2009): Revitalizace dolního úseku Hučiny v Hornovltavském luhu: *Zadávací dokumentace*. Nepublikováno. 5 s.

9 Přílohy

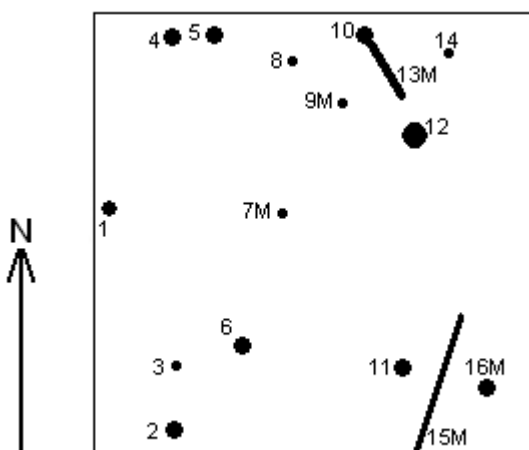
Polohy stromů na trvalých plochách

Transekt 1 Lok. č. 6



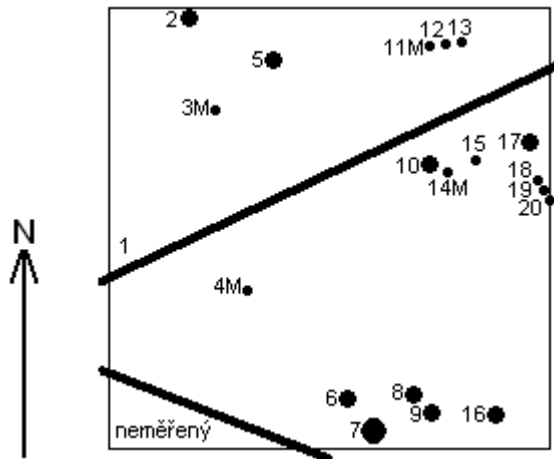
- 1) 20,7 cm (smrk ztepilý)
- 2) 35,7 cm (smrk ztepilý)
- 3) 39,8 cm (smrk ztepilý)
- 4) 18,5 cm (smrk ztepilý)
- 5) 17,5 cm (smrk ztepilý)
- 6) 10,2 cm (smrk ztepilý)
- 7) 11,1 cm (smrk ztepilý)
- 8M) 10,2 cm (smrk ztepilý)
- 9) 44,3 cm (smrk ztepilý)
- 10) 33,7 cm (smrk ztepilý)
- 11) 14,6 cm (bříza pýřitá)
- 12) 46,1 cm (smrk ztepilý)

Transekt 1 Lok. č.7



- 1) 19,1 cm (smrk ztepilý)
- 2) 21,7 cm (smrk ztepilý)
- 3) 9,2 cm (smrk ztepilý)
- 4) 20,7 cm (bříza pýřitá)
- 5) 30,9 cm (bříza pýřitá)
- 6) 28 cm (borovice lesní)
- 7M) 11,8 cm (smrk ztepilý)
- 8) 12,4 cm (smrk ztepilý)
- 9M) 9,6 cm (smrk ztepilý)
- 10) 56,4 cm (smrk ztepilý)
- 11) 20,1 cm (smrk ztepilý)
- 12) 34,7 cm (borovice lesní)
- 13) 6,7 cm (smrk ztepilý)
- 14) 8 cm (smrk ztepilý)
- 15M) neměřitelný (smrk ztepilý)
- 16M) 13,1 cm (smrk ztepilý)

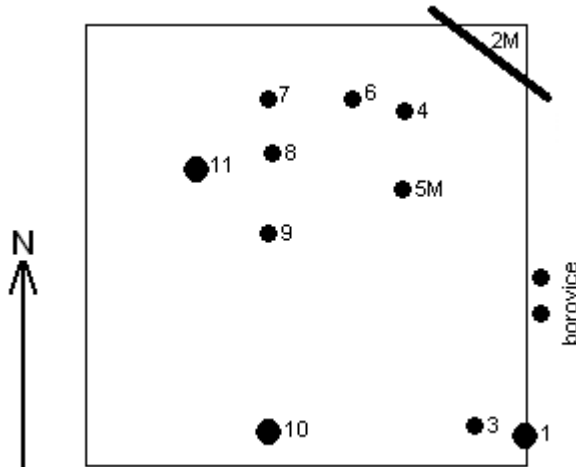
Transekt 1 Lok. č. 8



- 14M) 7,6 cm (smrk ztepilý)
- 16) 19,1 cm (smrk ztepilý)
- 18) 12,1 cm (bříza pýřitá)
- 20) 16,6 cm (smrk ztepilý)

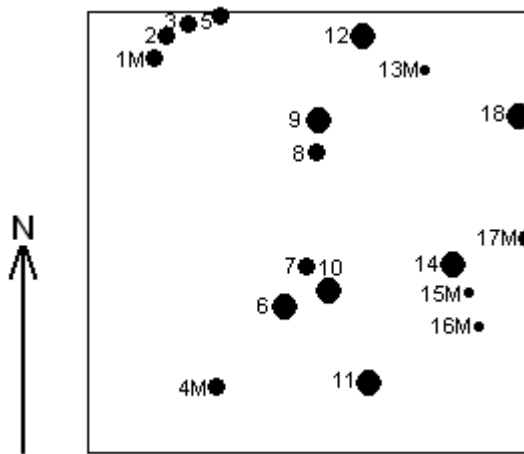
- 1) 14,3 cm (borovice lesní)
- 2) 23,9 cm (smrk ztepilý)
- 3M) 12,7 cm (smrk ztepilý)
- 4M) 10,5 cm (smrk ztepilý)
- 5) 24,8 cm (borovice lesní)
- 6) 26,4 cm (smrk ztepilý)
- 7) 43,3 cm (borovice lesní)
- 8) 23,6 cm (bříza pýřitá)
- 9) 16,9 cm (bříza pýřitá)
- 10) 25,5 cm (smrk ztepilý)
- 11M) 12,4 cm (bříza pýřitá)
- 12) 20,1 cm (bříza pýřitá)
- 13) 17,5 cm (smrk ztepilý)
- 15) 20,4 cm (bříza pýřitá)
- 17) 23,2 cm (smrk ztepilý)
- 19) 17,8 cm (bříza pýřitá)

Transekt 2 Lok. č. 1



- 1) 41,7 cm (smrk ztepilý)
- 2M) 6,4 cm (borovice lesní)
- 3) 25,2 cm (borovice lesní)
- 4) 31,2 cm (borovice lesní)
- 5M) 17,5 cm (borovice lesní)
- 6) 25,2 cm (smrk ztepilý)
- 7) 6,1 cm (smrk ztepilý)
- 8) 28,3 cm (borovice lesní)
- 9) 10,8 cm (smrk ztepilý)
- 10) 23,6 cm (smrk ztepilý)
- 11) 31,8 cm (borovice lesní)
- 12) 18,8 cm (bříza pýřitá)

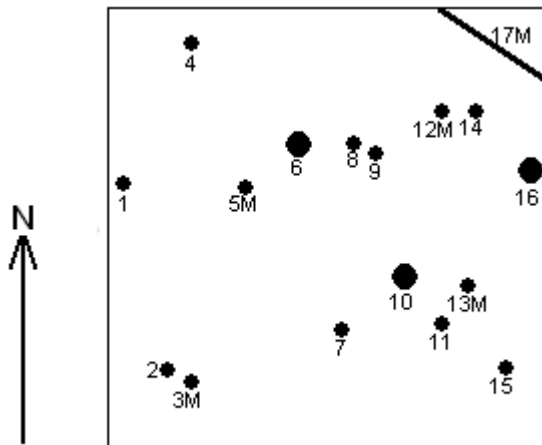
Transekt 2 Lok. č. 7



15M) 6,7 cm (bříza pýřitá)
17M) 18,5 cm (borovice lesní)

- 1M) 25,5 cm (smrk ztepilý)
- 2) 22,3 cm (smrk ztepilý)
- 3) 28,3 cm (borovice lesní)
- 4M) 11,5 cm (bříza pýřitá)
- 5) 31,5 cm (smrk ztepilý)
- 6) 16,5 cm (smrk ztepilý)
- 7) 12,7 cm (smrk ztepilý)
- 8) 8,9 cm (bříza pýřitá)
- 9) 29 cm (borovice lesní)
- 10) 30,9 cm (borovice lesní)
- 11) 35,4 cm (borovice lesní)
- 12) 32,2 cm (smrk ztepilý)
- 13M) 6 cm (bříza pýřitá)
- 14) 30,6 cm (borovice lesní)
- 16M) 8,3 cm (smrk ztepilý)
- 18) 41,4 cm (smrk ztepilý)

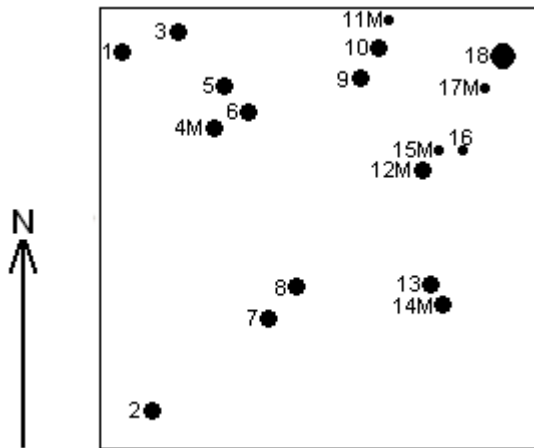
Transekt 2 Lok. č. 8



15) 36 cm (smrk ztepilý)
17) 15,3 cm (smrk ztepilý)

- 1) 4,1 cm (smrk ztepilý)
- 2) 18,8 cm (smrk ztepilý)
- 3) 20,7 cm (borovice lesní)
- 4) 6,7 cm (smrk ztepilý)
- 5) 13,4 cm (borovice lesní)
- 6) 26,1 cm (smrk ztepilý)
- 7) 28,3 cm (borovice lesní)
- 8) 36,6 cm (borovice lesní)
- 9) 13,4 cm (bříza pýřitá)
- 10) 34,1 cm (borovice lesní)
- 11) 10,5 cm (bříza pýřitá)
- 12) 17,5 cm (borovice lesní)
- 13) 8 cm (bříza pýřitá)
- 14) 32,8 cm (borovice lesní)
- 16) 35,4 cm (borovice lesní)

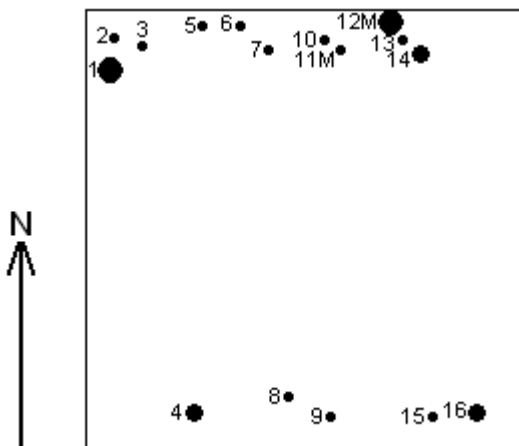
Transekt 2 Lok. č. 9



- 14M) 12,1 cm (bříza pýřitá)
- 16) 4,8 cm (smrk ztepilý)
- 18) 32,8 cm (borovice lesní)

- 1) 25,8 cm (smrk ztepilý)
- 2) 12,4 cm (smrk ztepilý)
- 3) 10,2 cm (smrk ztepilý)
- 4M) 8,6 cm (bříza pýřitá)
- 5) 18,1 cm (smrk ztepilý)
- 6) 9,9 cm (bříza pýřitá)
- 7) 26,1 cm (smrk ztepilý)
- 8) 20,4 cm (bříza pýřitá)
- 9) 35 cm (borovice lesní)
- 10) 24,8 cm (borovice lesní)
- 11M) 9,2 cm (smrk ztepilý)
- 12M) 25,8 cm (borovice lesní)
- 13) 17,2 cm (smrk ztepilý)
- 14M) 12,1 cm (bříza pýřitá)
- 15M) 7,6 cm (bříza pýřitá)
- 17M) 5,1 cm (smrk ztepilý)

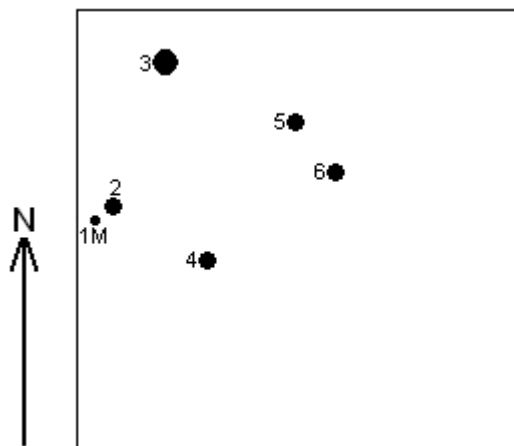
Transekt 2 Lok. č. 10



- 13) 29,3 cm (borovice blatka)
- 15) 4,5 cm (smrk ztepilý)

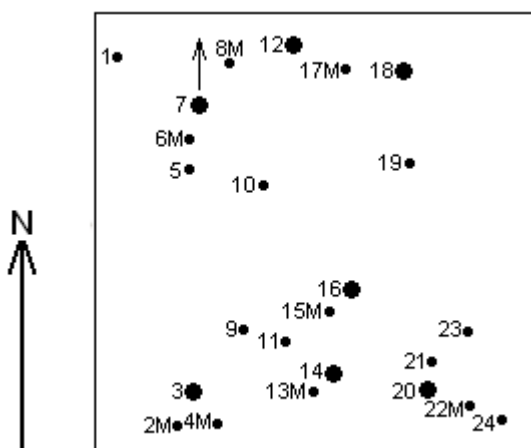
- 1) 31,8 cm (borovice lesní)
- 2) 15,9 cm (smrk ztepilý)
- 3) 22 cm (smrk ztepilý)
- 4) 15,3 cm (smrk ztepilý)
- 5) 8,9 cm (smrk ztepilý)
- 6) 7 cm (smrk ztepilý)
- 7) 6,4 cm (smrk ztepilý)
- 8) 12,1 cm (smrk ztepilý)
- 9) 7,6 cm (smrk ztepilý)
- 10) 10,8 cm (bříza pýřitá)
- 11M) 16,2 cm (borovice blatka)
- 12M) 22 cm (borovice blatka)
- 14) 38,5 cm (smrk ztepilý)
- 16) 15,9 cm (smrk ztepilý)

Transekt 3 Lok. č. 4



- 1M) 6 cm (borovice blatka)
- 2) 15,6 cm (borovice blatka)
- 3) 33,1 cm (borovice lesní)
- 4) 20,7 cm (borovice lesní)
- 5) 29,9 cm (borovice lesní)
- 6) 29,9 cm (borovice lesní)

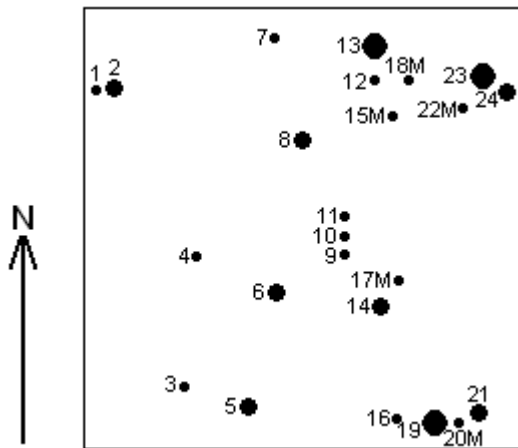
Transekt 3 Lok. č. 5



- 15M) 8 cm (borovice blatka)
- 17M) 5,1 cm (borovice blatka)
- 19) 12,7 cm (borovice blatka)
- 21) 10,5 cm (bříza pýřitá)
- 23) 12,4 cm (smrk ztepilý)

- 1) 22,3 cm (borovice blatka)
- 2M) 6,4 cm (borovice blatka)
- 3) 23,2 cm (borovice blatka)
- 4M) 11,1 cm (borovice blatka)
- 5) 5,4 cm (smrk ztepilý)
- 6M) 10,2 cm (borovice blatka)
- 7) 22,3 cm (borovice blatka)
- 8M) 12,1 cm (borovice blatka)
- 9) 3,5 cm (borovice blatka)
- 10) 4,8 cm (smrk ztepilý)
- 11) 17,2 cm (borovice blatka)
- 12) 18,5 cm (borovice blatka)
- 13M) 8 cm (borovice blatka)
- 14) 16,9 cm (borovice blatka)
- 16) 29,6 cm (borovice lesní)
- 18) 28 cm (borovice blatka)
- 20) 25,2 cm (borovice blatka)
- 22M) 13,7 cm (borovice blatka)
- 24) 8,3 cm (bříza pýřitá)

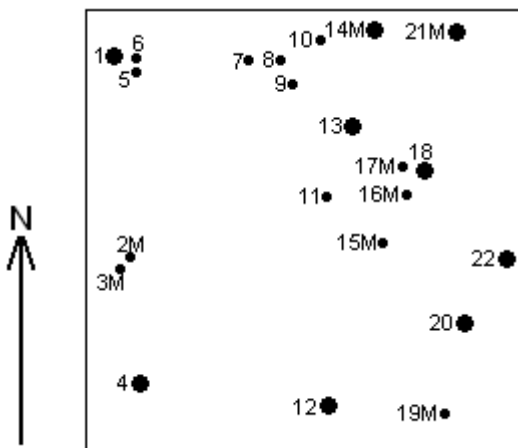
Transekt 3 Lok. č. 6



- 14) 23,6 cm (borovice blatka)
- 16) 12,1 cm (borovice lesní)
- 18M) 5,1 cm (borovice blatka)
- 20M) 5,7 cm (borovice blatka)
- 22M) 11,1 cm (borovice blatka)
- 24) 14 cm (borovice lesní)

- 1) 15,3 cm (borovice lesní)
- 2) 16,5 cm (borovice lesní)
- 3) 5,4 cm (bříza pýřitá)
- 4) 9,2 cm (bříza pýřitá)
- 5) 17,8 cm (borovice blatka)
- 6) 20,7 cm (borovice blatka)
- 7) 9,2 cm (smrk ztepilý)
- 8) 28 cm (borovice lesní)
- 9) 4,8 cm (smrk ztepilý)
- 10) 9,9 cm (bříza pýřitá)
- 11) 9,2 cm (smrk ztepilý)
- 12) 7,3 cm (bříza pýřitá)
- 13) 33,1 cm (borovice lesní)
- 15M) 13,1 cm (borovice lesní)
- 17M) 14,3 cm (borovice blatka)
- 19) 35,7 cm (borovice lesní)
- 21) 23,6 cm (borovice lesní)
- 23) 34,7 cm (borovice lesní)

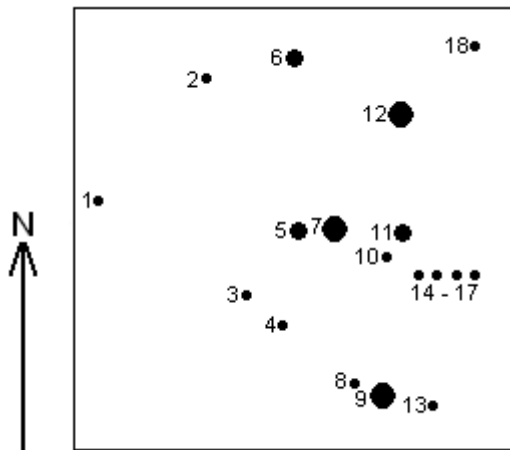
Transekt 3 Lok. č. 7



- 14M) 22,6 cm (borovice blatka)
- 16M) 7 cm (borovice lesní)
- 18) 25,2 cm (borovice lesní)
- 20) 17,5 cm (bříza pýřitá)
- 22) 24,8 cm (borovice lesní)

- 1) 28,9 cm (borovice lesní)
- 2M) 10,5 cm (borovice lesní)
- 3M) 8,9 cm (borovice lesní)
- 4) 23,2 cm (borovice blatka)
- 5) 10,5 cm (bříza pýřitá)
- 6) 9,9 cm (smrk ztepilý)
- 7) 2,9 cm (bříza pýřitá)
- 8) 14,6 cm (bříza pýřitá)
- 9) 9,6 cm (bříza pýřitá)
- 10) 3,2 cm (bříza pýřitá)
- 11) 15,6 cm (borovice blatka)
- 12) 28 cm (borovice lesní)
- 13) 27,4 cm (borovice lesní)
- 15M) 15,3 cm (borovice blatka)
- 17M) 6 cm (borovice lesní)
- 19M) 6 cm (borovice lesní)
- 21M) 17,2 cm (borovice blatka)

Transekt 3 Lok. č. 8



- 14) 7,6 cm (bříza pýřitá)
- 16) 10,2 cm (bříza pýřitá)
- 18) 12,1 cm (bříza pýřitá)

- 1) 5,7 cm (smrk ztepilý)
- 2) 15,3 cm (bříza pýřitá)
- 3) 9,6 cm (bříza pýřitá)
- 4) 8,6 cm (smrk ztepilý)
- 5) 19,7 cm (borovice lesní)
- 6) 26,1 cm (borovice lesní)
- 7) 32,8 cm (borovice lesní)
- 8) 11,1 cm (bříza pýřitá)
- 9) 36,6 cm (borovice lesní)
- 10) 13,4 cm (bříza pýřitá)
- 11) 24,8 cm (borovice lesní)
- 12) 43,9 cm (borovice lesní)
- 13) 14,6 cm (borovice lesní)
- 15) 6,7 cm (bříza pýřitá)
- 17) 10,2 cm (bříza pýřitá)