

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Lesnická a dřevařská fakulta

Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie

Vyhodnocení změny struktury a prostorových vztahů dřevinného patra
po revitalizaci rašeliniště na lokalitě Malá louka

DIPLOMOVÁ PRÁCE

2016/2017

Bc. Lukáš Keller, DiS.

Zadání diplomové práce

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Vyhodnocení změny struktury a prostorových vztahů dřevinného patra po revitalizaci rašeliniště na lokalitě Malá louka vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

Ve Velkém Újezdu dne 14.4.2017

Děkuji Ing. Janu Šebestovi, Ph.D., za vedení práce, Ing. Michalu Friedlovi, Ing. Davidu Janíkovi, Ph.D. a Mgr. Adamu Dušanovi, Ph.D. za odborné konzultace. V neposlední řadě i rodině, bez jejíž pomoci duševní podpory by tato práce nevznikla a Ing. Jiřímu Friedlovi za provedená měření hladin.

Abstrakt

Tato práce je zaměřena na průzkum prostorových vztahů vybraných druhů dřevin vyskytujících se na rašeliništi Malá louka a odhadu objemu dřevní biomasy, která vznikla samovolným vývojem za posledních přibližně 60 let až do revitalizačního zásahu v roce 2014. Práce používá data naměřená sestavou Fieldmap, která testuje pro zjištění prostorové závislosti výskytu na vzdálenosti od vodní hladiny v horizontálním a vertikálním směru. K analýze prostorových vztahů byla použita knihovna spatstat v prostředí R. Z výsledků plyne, že bříza a olše je čtenější v těsné blízkosti jezer a odvodňovacího systému a buk se vyskytuje spíše v sušších partiích lokality. Smrk je k přístupu k vodě indiferentní. Z rekonstrukce objemu dřevní biomasy vyplývá, že revitalizační zásah byl veden primárně vůči bříze.

Klíčová slova

Rašeliniště, bříza, smrk, prostorová analýza, objem dendromasy, R, spatstat

Abstract

This thesis is aimed on research of spatial distribution of trees on peatland Malá louka and their dependence on spatial covariates of distance from water reservoirs and terrain elevation. It also approximates volume of tree biomass that were produced spontaneously over approximately 60 years till its thinning in 2014s revitalization and therefore it tries to reconstruct the state of stand before that revitalization. For spatial analysis a spatstat R library was used. Data were collected with Fieldmap and results are, that birch and alder can be found closer to water reservoirs while beech stay further away and spruce can be found in every distance. From result we can conclude, that revitalization in 2014 was primarily aimed to cut down birch.

Keywords

Peatland, birch, spruce, spatial distribution analysis, volume of tree biomass, R, spatstat

Obsah

1. Seznam zkratek.....	8
2. Úvod	9
3. Cíl práce	11
4. Současný stav řešené problematiky	12
4.1 Poloha a popis území.....	12
4.2 Přírodní poměry	13
4.2.1 Geomorfologické poměry území.....	13
4.2.2 Geologicko-pedologické poměry	13
4.2.3 Hydrologické poměry	13
4.2.4 Klimatické poměry.....	14
4.1.5 Flóra a vegetace	15
4.3 Popis rašeliniště Malá louka	16
4.3 Analýza prostorových vztahů	18
4.4 Základní termíny.....	19
4.5 Funkce prostorové analýzy.....	23
4.5.1 Přehledové statistiky	23
4.5.1.1 Quadrat count	23
4.5.1.2 Kernel smooth/Density	23
4.5.1.3 Rippleyova K funkce	24
4.5.1.4 Párová korelační funkce	27
4.5.1.5 Besagova L funkce	28
4.5.1.6 Funkce pro nehomogenní data	28
4.5.2 Monte Carlo signifikantní obálky	28
5 Metodika	31
5.1 Terminologie	31

5.2 Sběr dat	31
5.3 Analýza prostorových vztahů	31
5.4 Použitý software.....	32
5.5 Výpočet objemu vytěžené dřevní hmoty	33
5.6 Použité funkce prostorových analýz	35
5.7 Měření pohybu hladiny vody	36
6 Výsledky.....	38
6.1 Odhad a výpočet objemu vytěžené dřevní hmoty	38
6.2 Analýzy prostorových vztahů	39
6.3 Relativní intenzita výskytu druhů na základě vzdálenosti od hladiny vody	44
6.4 Relativní intenzita výskytu druhů na základě převýšení reliéfu	49
6.3 Průběh hladin	54
7. Diskuze.....	58
7.1 Objem dřevní hmoty	58
7.2 Rozmístění dřevin	61
7.3 Pohyb hladin.....	63
7.4 Návrh managementu.....	66
8. Závěr	72
9. Summary.....	73
10. Literatura	74
10.1 Internetové zdroje.....	78
Seznam příloh.....	79

1. Seznam zkratk

bříza – bříza bělokorá (*Betula pendula*)

buk – buk lesní (*Fagus sylvatica*)

javor – javor klen (*Acer pseudoplatanus*)

líška – líška obecná (*Corylus avellana*)

olše – olše lepkavá (*Alnus glutinosa*)

smrk – smrk ztepilý (*Picea abies*)

2. Úvod

Následující práce pojednává o prostorové distribuci dřevinného společenstva na rašeliništi Malá louka. Jedná se o mozaiku rašelinných luk, podmáčených smrčín a březových porostů. Na lokalitě byla v minulosti těžena rašelina, lokalita je bezzásahová přibližně 60 let. Na počátku roku 2014 zde byl proveden revitalizační zásah spočívající ve vykácení značného počtu bříz, prohloubení některých stávajících rašelinných jezírek a vytvoření nových.

Práce navazuje na výsledku průzkumu z let 2014–2015 a mou bakalářskou práci (Keller, 2015). V současné době jsou známy studie zaměřené jak na ekologické nároky břízy, smrku a jiných taxonů, prostorovou distribuci druhů na určitých stanovištích, tak na sukcesní vývoj těžených rašelinišť, ale otázka zjištění vztahu mezi distribucí druhů dřevin na rašeliništi a na základě určitých stanovištních podmínek je málo prozkoumaná.

Předpoklad pro nulovou hypotézu jsou různé ekotopové požadavky jednotlivých druhů. Podle Chmelaře (1983) bříza bělokorá (*Betula pendula*) nesnáší zvýšenou hladinu podzemní vody, na druhou stranu se často vyskytuje v polohách nepříznivých pro ostatní druhy dřevin. Zároveň má příliš lehká semena, takže se obtížně uchycuje v hustě zapojeném bylinném patře, které je typické pro rašeliniště Malá louka. Pro dobrý vývoj vyžaduje holou plochu. Mimoto je světlomilná a nesnáší zástin. Podle Hynyen a kol. (2010) má bříza vitální růst jen tehdy, je-li dominantním druhem v porostu a porost je rozvolněný. Smrk ztepilý (*Picea abies*) je naopak polostinná dřevina, která v mládí snáší zástin a vyskytuje se v podúrovni. Smrk dobře snáší nadměrnou vlhkost a je lhostejný ke kvalitě půdy. Jeho kořenový systém ho však předurčuje k výskytu na takových místech, kde dochází k podpoře vitálního růstu (Chmelař, 1990).

Na studované lokalitě se druhy dřevin vyskytují v určitých plošně ohraničených souborech. Zajímavé je, že olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) se například vyskytuje pouze v severovýchodní partii rašeliniště, zatímco bříza bělokorá a smrk ztepilý se vyskytují v podstatě plošně po celé lokalitě. Buk lesní (*Fagus sylvatica*) je situován spíše do jižní poloviny rašeliniště a líska obecná (*Corylus avellana*) se vyskytuje jen na jižním až jihozápadním okraji rašeliniště.

Problematika studia prostorových vztahů mezi prvky ekologického charakteru je již dnes značně obsáhlá. Velmi častým oborem studia jsou mezidruhové kompetiční vztahy projevující se prostorovým rozložením druhů, a také studium zákonitostí výskytu druhů v závislosti na stanovištních podmínkách.

3. Cíl práce

Cílem práce je zachytit, zda dochází k pozitivní či negativní autokorelaci v prostorové distribuci stromů, jednotlivých druhů stromů, či mezi více druhy stromů, nebo zda se stromy či druhy na lokalitě Malá louka nacházejí zcela náhodně. Případně zjištěná autokorelace všech dřevin či jednotlivých druhů by pak měla být porovnána s ekotopovými podmínkami prostředí. Cílem je prozkoumat, zda zvýšená hladina vody v odvodních rýhách a jezerech a tedy i dostupnost vody, případně působení jiných environmentálních faktorů mají vliv na plošnou distribuci a zastoupení dřevin. Práce by také měla zodpovědět otázku, jaký byl objem dřevní hmoty společenstva vzniklého spontánní sukcesí od ukončení těžby rašeliny až do revitalizačního zásahu v roce 2014 a z toho odvodit míru změny dřevinného společenstva. Cílem práce je také navržení managementu, této jinak unikátní lokality.

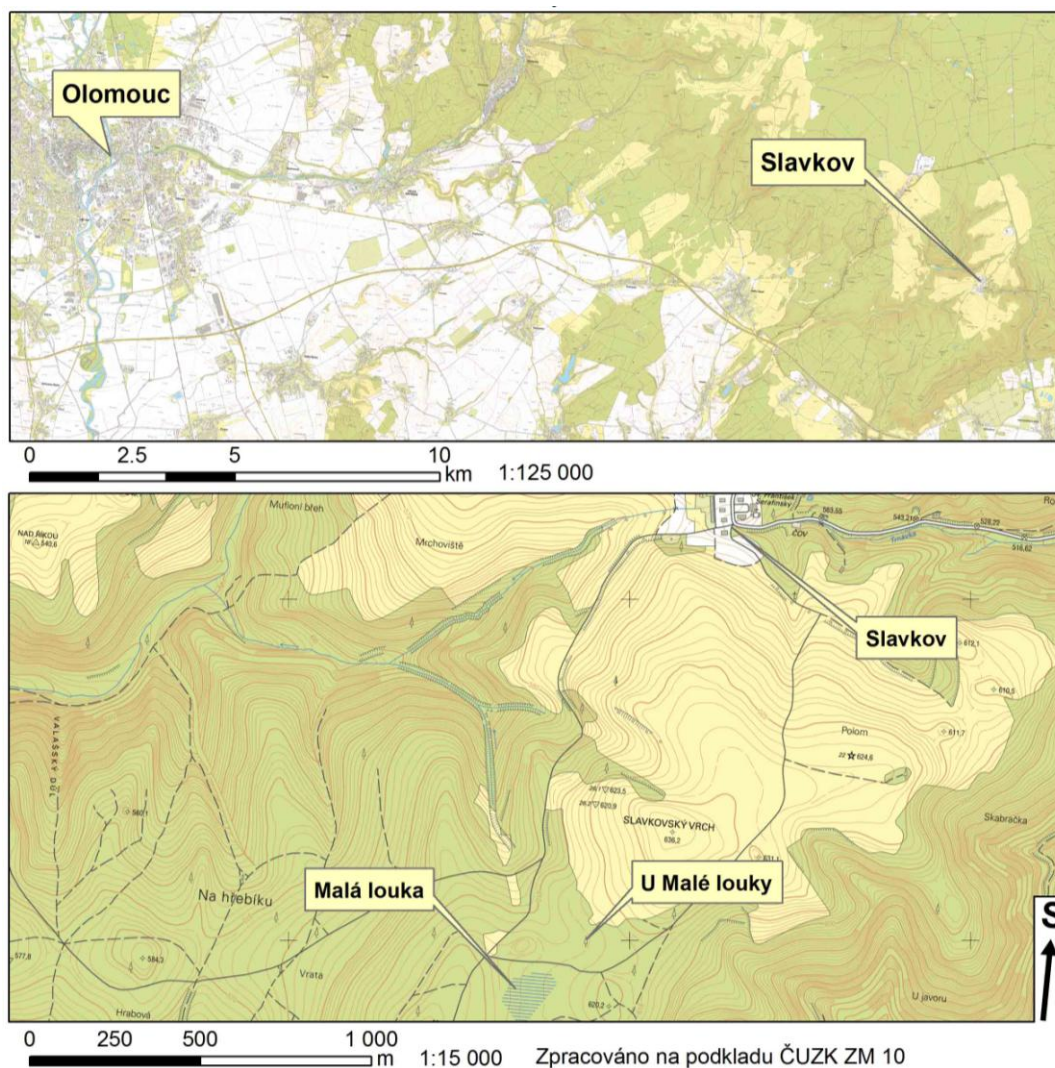
Práce bude testovat a posuzovat hypotézu o preferenci druhů dřevin ke vzdálenosti od hladiny vody v odvodňovacích rýhách a jezerech. Za nulovou hypotézu H_0 považuji předpoklad, že stromy se na rašeliništi všeobecně (bez ohledu na druh) vyskytují v závislosti na přístupnosti k podzemní vodě. V případě konkrétních druhů předpokládám, že olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*) budou častější v těsné blízkosti jezer a odvodňovacích rýh. V případě olše v důsledku její vlhkomilnosti, v případě břízy díky plochám obnažené půdy, které se vyskytuje pouze při pobřeží jezírek a odvodňovacích kanálů. Naopak smrk ztepilý (*Picea abies*) by měl být ke vzdálenosti od jezer a odvodňovacích rýh indiferentní, zatímco buk lesní (*Fagus sylvatica*) by se díky středním nárokům na vláhu měl vyskytovat spíše dále od jezer a odvodňovacích rýh. Alternativní hypotéza H_1 říká, že výskyt stromů, případně jednotlivých druhů, není závislý na vzdálenosti od vodní hladiny.

4. Současný stav řešené problematiky

4.1 Poloha a popis území

Lokalita se nachází v Olomouckém kraji, v okrese Olomouc a patří do katastrálního území Kozlov u Velkého Újezdu č. 920673. Od obce Slavkov je lokalita vzdálena vzdušnou čarou přibližně 1,3 km. Lokalita rašeliniště je vidět v přehledové situaci na obr. 1.

Culek (1996) umísťuje lokalitu do oblasti Nízkojesenického bioregionu, který se nachází mezi střední a severní Moravou a jeho plocha dosahuje 2529 km². Nízkojesenický bioregion je charakteristický náhorními plošinami s údolími na jeho obvodu. Podle Průši (1990) jsou Oderské vrchy typické svými rozsáhlými plošinami s příkrými svahy na okraji. Rašeliniště Malá louka má rozlohu přibližně 1,62 ha.



Obr. 1: Přehledová situace

4.2 Přírodní poměry

4.2.1 Geomorfologické poměry území

Podle Demka (1987) se plocha nachází v provincii Česká Vysočina, subprovincii Krkonoško-jesenická soustava, oblasti Jesenická podsoustava, celku Nízký Jeseník, podcelku Oderské vrchy, okrsku Kozlovská vrchovina. Podle autora je Kozlovská vrchovina charakteristická výrazným jihozápadním a jihovýchodním zlomem a mladými údolími.

Studovaná lokalita je víceméně plochá, jen na jižním okraji se část území zvedá a stanoviště je zde oproti zbytku lokality sušší. Ve střední partii se na jejím západním okraji vyskytují dvě vyvýšeniny. Jedna je zcela západně za největším jezerem, druhá je na severním okraji od tohoto jezera. Na ploše se kromě drobných nerovností tvořených trsy trávy bezkolence modrého (*Molinia caerulea*), vyskytují odvodňovací rýhy a jezera. Ty pravděpodobně vznikly, nebo byly modelovány dřívější těžbou rašeliny. Hloubka jezer je přibližně stejná a dosahuje asi půl metru. Největší jezero se v tomto ohledu vymyká, protože jeho hloubka je větší. Díky tomu toto jezero nikdy během sledovaného období úplně nevyschlo, a to ani v nejsušších létech. Krom dlouhodobě zazemňovaných jezer se zde vyskytuje i několik nově vybudovaných v rámci revitalizačního zásahu provedeného v roce 2014. V blízkosti těchto jezer byl deponován substrát vzniklý jejich hloubením, což tvoří umělé elevace terénu.

4.2.2 Geologicko-pedologické poměry

Podle Culka (1996) je Nízkojesenický bioregion vystavěn na břidlicích, drobách a místně i na slepencích. Stékající voda po svazích formuje hluboká údolí (až 250 m, okolo Potštátu). Na plošinách převažují kyselé typické kambizemě, často oglejené nebo pseudoglejové.

4.2.3 Hydrologické poměry

Nedaleko lokality protéká vodoteč Říka patřící do povodí Moravy s hydrologickým pořadím 4-10-03. Rozloha povodí Říky je 49,91 km². Průměrný srážkový úhrn v povodí

dosahuje 636 mm srážek za rok a průměrný roční odtok z povodí je 152 mm vody (Kolektiv autorů, 1965). Další vodotečí v okolí lokality je Trnávka.

4.2.4 Klimatické poměry

Okrajové svahy bioregionu leží podle Quitta (1971) v mírně teplé podoblasti MT7, zatímco plošiny do 600 m n. m. v MT2 a MT3 (charakteristika klimatických podoblastí viz tab. 1).

Tab. 1: Charakteristiky klimatických podoblastí Nízkojesenického bioregionu (Tolasz, 2007)

Klimatické charakteristiky	MT2	MT3	MT7
Počet letních dnů	20–30	20–30	30–40
Počet dnů s teplotou alespoň 10 °C	140–160	120–140	140–160
Počet mrazových dnů	110–130	130–160	110–130
Počet ledových dnů	40–50	40–50	40–50
Průměrná teplota v lednu	-3 – -4	-3 – -4	-2 – -3
Průměrná teplota v dubnu	6–7	6–7	6–7
Průměrná teplota v červenci	16–17	16–17	16–17
Průměrná teplota v říjnu	6–7	6–7	7–8
Počet dnů se srážkami alespoň 1 mm	120–130	110–120	100–120
Srážkový úhrn ve vegetačním období	450–500	350–450	400–450
Srážkový úhrn v zimním období	250–300	250–300	250–300
Počet dnů se sněhovou pokrývkou	80–100	60–100	60–80
Počet jasných dnů	150–160	120–150	120–150
Počet zatažených dnů	40–50	40–50	40–50

Bioregion je dobře zásobena srážkami (Culek, 1996). Quitt (1971) charakterizuje klimatickou podoblast MT2 jako podoblast mírnou až mírně chladnou, mírně vlhkou, s krátkým létem. Dále je MT2 charakteristická krátkým přechodným obdobím, mírným podzimem a jarem, se zimou normálně dlouhou, ale s mírnými teplotami a suchou a s normálně dlouhou sněhovou pokrývkou. Na rozdíl od podoblasti MT3 je podoblast MT2 mírně vlhčí a má delší přechodné období u podoblasti MT3 je zima mírná až mírně chladná, suchá až mírně suchá a s normální až mírně krátkou sněhovou pokrývkou.

MT7 je charakterizována jako podoblast s normálně dlouhým, mírným až mírně suchým létem, mírným jarem a mírně teplým podzimem. Zima je zde normálně dlouhá, mírně teplá, suchá až mírně suchá a s krátkým trváním sněhové pokrývky.

Pro lokalitu Malá louka byly průměrné měsíční teploty a průměrné měsíční srážkové úhrny odečteny z map Atlasu podnebí ČR (Tolasz, 2007) a jsou vyobrazeny v Tab. 2. Podle Hradílka a Blahuty (2013) je průměrná roční teplota 6–7 °C a průměrný roční srážkový úhrn 700–800 mm.

Tab. 2: Průměrné měsíční teploty a průměrné měsíční úhrny srážek na zkoumané ploše (Tolasz, 2007)

Měsíc	Průměrná teplota vzduchu [°C]	Průměrný srážkový úhrn [mm]
Leden	-3	50
Únor	-2	40
Březen	2	50
Duben	7	50
Květen	12	100
Červen	15	100
Červenec	17	100
Srpen	16	80
Září	12	80
Říjen	8	50
Listopad	3	60
Prosinec	-1	60

4.1.5 Flóra a vegetace

Podle Neuhäuslové a kol. (1998) zasahuje sledovaná lokalita do oblasti kostřavových bučin patřících do skupiny květnatých bučin, jež je charakteristická převládajícím bukem ve stromovém patře a příměsí klenu. Jedle se v těchto typech bučin vyskytuje jen pomítně. Smrk je pak vysazován uměle. Keřové patro není zastoupeno vůbec a mechové patro se vyskytuje jen nahodile. Z trav převládá kostřava lesní (*Festuca altissima*) a z bylin se vyskytuje omezené množství druhů (do dvaceti). Výskyt kostřavových bučin je podle Neuhäuslové a kol. (1998) vázán na nadmořské výšky od 450 do 900 m n. m. a na svahy s různou expozicí. Půdně se tato jednotka vyskytuje

na silně skeletovitých kambizemích s mělce uloženým skalnatým podložím. Geologické podloží kostřavových bučin tvoří droby, pískovce či slepence (Neuhäuslová a kol., 1998).

Rašeliništní společenstvo na Malé louce je ovšem typickým azonálním společenstvem, a proto se dominantním a typickým společenstvům Nízkojesenické oblasti nepodobá.

Podle Hradílka a Blahuta (2013) byl na rašeliništi Malá louka proveden v minulosti průzkum, při kterém bylo nalezeno 77 taxonů cévnatých rostlin a 65 taxonů mechorostů. Dle autorů je zdejší výskyt vlochině (*Vaccinium uliginosum*) a suchopýru pochvatého (*Eriophorum vaginatum*) nejjihnějším v Nížkém Jeseníku, jelikož se zástupci těchto rostlin vyskytují nejbliže v podhůří Hrubého Jeseníku nebo Moravskoslezských Beskyd.

4.3 Popis rašeliniště Malá louka

Podle lesnicko-typologické mapy (ÚHÚL, 2017) lesů je zřetelné, že je lokalita zařazena do SLT 1T9. Na zkoumaném území (Michal Friedl, Brno ústní sdělení., III. 2015) je možné, z hlediska skupin typů geobiocénů, rozlišit centrální část, kde se vyskytuje STG *Pini-piceeta turfosa* (4 A (4)6), a obvodovou převažující část reprezentovanou STG *Pini-piceeta sphagnosa* (4 A 4(6)). Podle Spitzera a Bufkové (2013) se podobné společenstvo vyskytuje na Šumavě a zde jej hodnotí jako „rašelinný porost břízy“. Ačkoliv se jedná o šumavskou záležitost, společenstvo vykazuje podobné znaky jako rašeliniště na Malé louce. Autoři uvádějí, že výskytu společenstva břízy, v tomto případě převážně břízy pýřité (*Betula pubescens*), výrazně napomáhá odvodnění lokality, ale společenstvo břízy by se zde vyvinulo i samovolně. Bříza je pak doprovázena smrkem ztepilým (*Picea abies*) a borovicí lesní (*Pinus sylvestris*). V keřovém patře se pak objevuje krušina olšová (*Frangula alnus*) a vrba popelavá (*Salix cinerea*). Podle Hradílka a Blahuta (2013) se jedná o přechodové rašeliniště, které je pravděpodobně ombrogenního typu. Na stanovišti byl v minulosti zaregistrován výskyt břízy pýřité (*Betula pubescens*; Michal Friedl, Brno ústní sdělení., VII. 2014). Podle AOPK (2017) byly na rašeliništi zjištěny tyto biotopy s procentuálním zastoupením: severní část je celistvá a odpovídá biotopu L10.1 (100 %), střední až jižní je mozaikou

L10.1 (65 %), R2.3 (15 %), V1G (20 %). Lokalita je podle AOPK ČR (2017) zařazena do ptačí oblasti Libavá a je součástí nadregionálního biocentra Jezernice.

Šebela (2014) uvádí, že důvodem revitalizace značně zazemněného rašeliniště byl úbytek životního prostoru pro obojživelníky a také sestupný trend v populační hustotě jednotlivých druhů obojživelníků. Rašeliniště Malá louka se vyvíjelo spontánním sukcesním vývojem po mnoho desetiletí. Po potřebných botanicko-zoologických průzkumech bylo přistoupeno k realizaci revitalizačních opatření. Těžebním zásahem byla odstraněna podstatná část hlavní stromové úrovně, byla vyhloubena nová jezera a revitalizována jezera stará. Obr. 2 a obr. 3 ukazují společenstvo na Malé louce před zásahem z různých míst na rašeliništi. Fotografie jsou z roku 2013.



Obr. 2: Společenstvo před revitalizačním zásahem, léto 2013 (foto Michal Friedl)



Obr. 3: Společenstvo před revitalizačním zásahem, léto 2013 (foto Michal Friedl)

4.3 Analýza prostorových vztahů

Podle Robeson, Li, Huang (2014) má prostorová analýza bodových polí již dlouhou historii. Je však nutno přiznat, že ke skutečnému rozmachu analýz prostorových vztahů došlo až s rozvojem výpočetních technologií a na ně navazujících programů. Do té doby byly analýzy prostorových vztahů jen okrajovou částí statistiky. Základním milníkem v rozvoji testování prostorových vztahů bylo objevení Poissonova procesu, který je používán k rozlišení procesů vykazující shlukování či odpuzování bodů (Gelfand a kol., 2010). Podle Baddeley, Rubak, Turner (2016) je možné získat představu o bodových datech pomocí klasické korelace. Ta sice může poukazovat na shlukování bodů, ale už neumožňuje rozlišit důvody, díky nimž ke shlukování nebo odpuzování dochází. Ke zkoumání interakcí mezi body je tedy potřeba využít metod prostorové analýzy. Testováním bodových souborů můžeme (mimo jiné) odhalit ekologické vztahy mezi body reprezentující živočišné či rostlinné druhy, a případně interpretovat důvody,

proč k těmto vzbábám mezi druhy navzájem dochází. Faktory, které ovlivňují chování rostlinných či živočišných populací, mohou být abiotické i biotické. Například populace jednoho druhu dřevin může reagovat na určité pH půdy shlukováním kolem takového místa, tedy vyšší koncentrací v tomto místě, a jiný druh se v takovém místě naopak vůbec vyskytovat nebude. Pomocí testování bodových polí populací se mohou odhalit mezidruhové kompetiční vztahy (Robeson, Li, Huang, 2014).

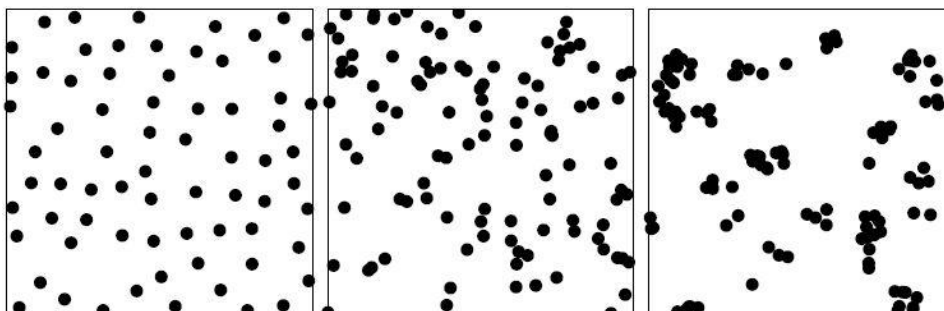
Podle Gelfand A. a kol. (2010) je vhodné testovat data pomocí vícero nástrojů z oblasti přehledových funkcí než pouze jedinou. Tím by měl uživatel získat a upevnit si správný náhled na data, než kdyby použil pouze jedinou funkci a tu případně špatně interpretoval. Wiegand, Moloney (2014) dodávají, že každá testovací statistika dává jen konkrétní omezený náhled na zákonitosti studovaného bodového souboru a je potřeba provést vícero odlišných testovacích statistik a jejich porovnání pro zjištění co nejvíce o bodovém procesu, díky kterému bodový soubor vzniknul.

Wiegand, Moloney (2014) tvrdí, že bodová pole sice mohou obsahovat mnoho informací o jejich vzniku, ale je obtížné tyto procesy, které stály za vytvořením oněch bodových polí, vůbec zjistit. Podle autorů je to dáno čtyřmi faktory. Jednak jeden konkrétní bodový soubor může být tvořen vícero bodovými procesy, procesy se navzájem mohou ovlivňovat a může tak být problematické odhalit skutečný příčinný proces stojící za bodovým souborem, bodové soubory se mohou jevit jako nahodilé a přitom jsou způsobeny těžce odhalitelnými procesy, a také bodové procesy mohou být ve skutečnosti projevem bodového pole, místo aby byly důvodem jeho vzniku. Autoři proto zdůrazňují, že samotné testování dat pomocí běžných metod pro získání informací může být nedostačující, a je třeba bodová pole podrobit experimentálnímu modelování bodových procesů.

4.4 Základní termíny

Pro porozumění dalšímu textu je třeba zmínit základní pojmy a teze. Body, které postoupíme analýze prostorových vztahů, se mohou vyskytovat ve třech základních rozděleních. Za prvé, se můžou shlukovat. To znamená, že mezi určitými jedinci či jejich počty jsou kratší vzdálenosti nežli u jiných bodů. Za druhé mezi nimi může dojít k inhibici. To znamená, že se body navzájem díky neznámým procesům, které je

potřeba zjistit, odpuzují. Posledním typem rozložení prvku v souboru je náhodné rozdělení. V literatuře vystupuje pod pojmem CSR neboli Complete Spatial Randomness (úplná prostorová náhodnost). V takovém bodovém souboru, mají všechny prvky stejnou pravděpodobnost výskytu kdekoliv na ploše souboru a nedochází mezi nimi k jakémukoliv ovlivňování jejich polohy. Body se tedy ani neodpužují, ani se neshlukují (Leininger, 2014). Podle Lieninger (2014) je rozdíl mezi CSR a pravidelným rozložením ten, že u CSR se můžou zcela náhodně vyskytovat body velmi blízko sobě navzájem, zatímco u pravidelného uspořádání k tomuto nedochází. CSR je v podstatě zobrazením Poissonova rozdělení a vystupuje v jednotlivých funkcích jako teoretická hodnota, podle které se usuzuje o chování dat. V literatuře také vystupuje pod termínem homogenní Poissonův bodový proces. Podle Baddeley, Rubak, Turner (2016) jsou body v bodovém souboru nezávislé, a jakýkoliv bod vyskytující se v místě u , nemá vliv na jakýkoliv jiný bod v jiném místě souboru. Realizací CSR pro určitou intenzitu je nekonečně mnoho (Baddeley, Rubak, Turner, 2016). Obr. 4 ukazuje tři typy prostorových vztahů. Podle Robeson, Li, Huang (2014) se bodová pole mohou vyskytovat ve třech stavech. Potvrzují tedy předchozí tvrzení. Doplnují ale, že pokud se body v bodovém poli vyskytují náhodně, pak takové bodové soubory vykazují charakteristiky jak shlukovacích, tak odpuzovacích procesů.



Obr. 4: Základní typy prostorového rozložení bodů. První případ je realizací pravidelného rozložení bodů naznačující negativní autokorelaci. Druhý případ je ukázkou zcela náhodného rozložení (CSR). Třetí případ ukazuje pozitivní autokorelaci, tedy shlukování. Obrázek je převzat z Baddeley, Rubak, Turner (2016).

Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí, že prostorová korelace bodů (jejich shlukování či odpuzování) může být dvojího druhu. První typ korelace je ten, který je způsoben

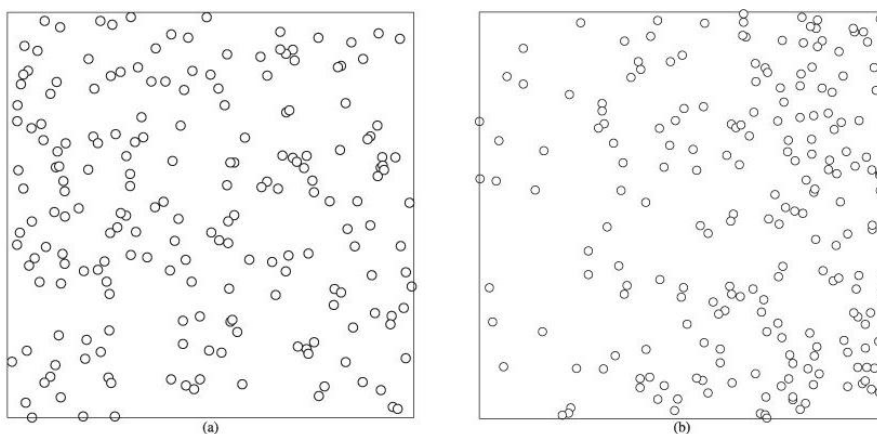
skutečným procesem na pozadí, tj. ekologickou veličinou, například pH půdy, ovlivněním vodou, kompetičními vztahy a podobně. Druhým typem jsou korelace, které nevznikají na základě ekologických vztahů, ale z důvodu špatného zacházení s datovým souborem. Může se například jednat o pominutí určité části lesa, která shořela. Zbývající část lesa byla zaměřena a ta bezdůvodně vykazuje shlukování. Podle autorů je nutno mezi těmito dvěma typy rozlišovat.

Úplná prostorová náhodnost (CSR) je často brána jako referenční hladina, nulová hypotéza, vůči níž se hodnotí výsledky analýz (Janík a kol., 2010).

Wiegand, Moloney (2014) upozorňují, že CSR jako nulová hypotéza často nemusí dostačovat a je třeba vytvořit hypotézu vlastní, více odpovídající testovaným datům. Jinak může dojít k vyvození nesprávných závěrů.

Za intenzitu prostorových dat považuje Baddeley (2010) průměrnou hustotu bodů neboli předpokládaný počet bodů na určité jednotce plochy. Intenzita může být podle autora vyjádřena četností nebo frekvencí výskytu. Data se pak můžou jevit jako homogenní nebo nehomogenní. Homogenní data mají konstantní intenzitu, takže jejich rozložení v prostoru nevykazuje žádné shlukování a data jsou rovnoměrně rozprostřena. Nehomogenní data mají naopak variabilní intenzitu v prostoru, data tudíž v rámci zkoumané plošné jednotky vykazují v místě x intenzitu vyšší a v místě y naopak intenzitu nižší. Podle Pradeep a Randy (2015) je intenzita označována symbolem λ , v odborné literatuře vystupuje též pod termínem "intenzita prvního řádu" a lze pomocí ní o prostorových datech uvažovat jako o jejich průměru. Podle autorů jsou homogenní data taková, že pokud se v množině D vyskytují dvě nepřekrývající se podmnožiny se stejnou intenzitou λ , obsahují nezávislý počet prvků s Poissonovou distribucí. Jinými slovy se v množině D vyskytují případy s uniformní prostorovou distribucí. Ve výsledku pak tyto faktory bodového souboru znamenají, že tento soubor podléhá CSR. Podle Pradeep a Randy (2015) naopak nehomogenní soubor bodů je takový, který má také nezávislý počet prvků s Poissonovou distribucí ve dvou podmnožinách množiny D , ale intenzita λ je v těchto podmnožinách rozdílná. Podle autorů je většina bodových procesů nehomogenních. Obr. 5 ukazuje rozdíl mezi homogenní a nehomogenní intenzitou bodů.

Pradeep a Randy (2015) vymezují ještě intenzitu druhého řádu λ_2 pro prostorové bodové procesy. Tato intenzita zachycuje intenzitu výskytu bodů v místě s_i závislého na intenzitě výskytu bodů v místě s_j . Plant (2012) říká, že bodové procesy také mohou být stacionární nebo nestacionární. Za stacionární bodový proces je považován takový, u kterého intenzita druhého řádu λ_2 závisí pouze na rozdílné poloze měřených bodů. Nestacionární bodový proces je pak opakem. Podle Bivand, Pebesma, Goméz-Rubio (2008) je stacionární bodový proces takový, u kterého se intenzita bodového procesu na zkoumané ploše nemění a intenzita druhého řádu je závislá jen na relativní pozici dvou sousedních bodů.



Obr. 5: První případ ukazuje homogenní Poissonův bodový proces, druhý případ nehomogenní, kde intenzita bodového souboru je na ploše rozdílná. Obrázek je převzat z Rios a kol. (2009)

Stacionární bodový proces je takový, který lze modelovat a vytvářet závěry odpovídající realitě. Nestacionární bodový proces utváří body tak, že tyto nemohou být modelovány a případné závěry z takových dat neodpovídají realitě).

Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí pojem vysvětlující proměnná (kovariáta). Podle nich se jedná o data, která uživatel použije pro vysvětlení chování bodového procesu, místo aby je interpretoval jako výsledek procesu. Vysvětlující proměnnou mohou být například terénní nerovnosti, tedy rozdíly výšek na ploše, kde se body nacházejí, může se však jednat i o jiný soubor bodů nebo soubor linií. Taková proměnná se pak testuje, zda ovlivňuje bodový proces, tedy jejich výskyt. Ovlivnění spočívá ve vzniku odchylky od nulové hypotézy „srovnávací roviny“.

Pommerenning (1997) in Janík a kol. (2012) uvádí, že náhodný výskyt stromů je ekvivalentem či substitutem přírodního lesa. Šebková a kol. (2011) in Janík a kol. (2012) říkají, že ve starých lesích bývá tendence k náhodnému výskytu stromů.

4.5 Funkce prostorové analýzy

Kapitola popisuje základní používané metody a nástroje při testování a posuzování prostorových bodových a liniových dat a hledání zákonitostí stojících za jejich vznikem.

4.5.1 Přehledové statistiky

4.5.1.1 Quadrat count

Podle Baddeley, Rubak, Turner (2016) je jedním ze základních nástrojů pro zjištění, zda se body shlukují, odpuzují nebo se vyskytují zcela náhodně, analýza Quadrat count. Tato metoda je sice podle autorů vhodná pro studované lokality se čtvercovým tvarem, může být však použita i pro lokality s nepravidelným tvarem. Základem metody je rozdělení studované lokality do čtverců o určitém rozměru a spočítání bodů v každém čtverci. Pomocí této metody se také dá zjistit, zda data jsou homogenní či nikoliv. Pomocí χ^2 testu (Chi-square) se porovná p-hodnota (hladina významnosti testu) s p-hodnotu nulové hypotézy. Ta je běžně rovná 0,05 pro 95% pravděpodobnost, že data podléhají nulové hypotéze, v tomto případě CSR. Pokud hodnota χ^2 testu vyjde nižší, znamená to, že soubor bodů nevznikl náhodně, tedy podle CSR.

Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí, že je naprosto podstatné správně určit počet čtverců, ve kterých se počty bodů vypočítávají.

Gelfand A. a kol. (2010) uvádějí, že dříve byl za políčko považován čtverec o straně 1 metr, dnes je však možné použít jakýkoliv jiný vhodný tvar, například kruh.

4.5.1.2 Kernel smooth/Density

Druhým jednoduchým nástrojem pro prověření, zda jsou data homogenní či heterogenní, je zjištění jejich prostorové hustoty (Baddeley, Turner 2005). Tato metoda zpracuje pozice bodů a vyobrazí barevnou kompozici, na níž je zřetelné, zda se ve zkoumaných datech vyskytuje trend, nebo nikoliv. Důležité je správně stanovit

šířku pásma tak, aby výstup dával reálnou představu o homogenitě dat. Samotný nástroj `density.ppp` v programu R vypočítává šířku sám, ale podle autorů je mnohem lepší, aby si šířku pásma určil uživatel. Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí, že pro nehomogenní data je nejvhodnější metoda pro určení šířky pásma tzv. „Likelihood cross-validation“. Naopak Wiegand, Moloney (2014) říkají, že šířku pásma je vhodnější si vypočítat sám. Výpočet je dán $1/5$ šířky studovaného okna a podle vzorce $\mu = \lambda\pi R^2$. Podle sdělení Janíka (osobní sdělení 2017) je lepší použít Likelihood cross-validation metodu výpočtu šířky pásma.

4.5.1.3 Rippleyova K funkce

První analýzou studující autokorelaci bodů je příkaz `Kest`, který zastupuje Rippleyovu K funkci. Tato funkce vypočítá odhad redukované míry druhého momentu. Podle Baddeley a kol. (2015) je možné tuto funkci použít pro předběžné zjišťování charakteristik bodového pole, ale i pro formulování úsudků o bodovém poli. Hodnota K slouží pro porovnávání závislostí mezi body nebo jejich shlukování. Pro usuzování nad bodovým polem se K hodnota porovnává s hodnotou K pro data zcela náhodně se vyskytující (CSR). Podle polohy, kde se odhadnutá křivka K vyskytuje, tedy zda jen nad či pod úrovní CSR, můžeme usuzovat o shlukování bodů nebo naopak o tom, že se body vyskytují na ploše v pravidelném uspořádání (Leininger, 2014). Podle Janík a kol. (2011) je CSR rozložení bodů bráno jako nulová hypotéza a posouzením výskytu křivky K je tato hypotéza potvrzena nebo vyloučena. Hodnota r značí vzdálenost. Podle Baddeley A. a kol. (2015) je $K(r)$ hodnota CSR dána vzorcem

$$K(r) = \pi r^2.$$

Podle Reudenbach a Nauss (2016) `Kest` počítá množství dějů (sousedních bodů) v rámci určité vzdálenosti od jiného děje (bodu). `Kest` takto spočítá množství bodů pro každý se vyskytující bod v analyzovaném bodovém poli. Zjednodušená formulace odhadu $K(r)$ pro bodový soubor je podle Rowlingson a Diggle (1991)

$$K(r) = \lambda^{-1}E$$

kde E značí počet bodů nalezených ve vzdálenosti r od typického bodu.

Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí, že ačkoliv se může zdát vytvoření histogramů z počtů bodů v určitých vzdálenostech od bodů jiných poměrně jednoduchým úkolem, interpretace těchto histogramů je obtížnější. Obtížnost spočívá ve faktu, že histogramy závisí na velikosti a tvaru domény, tedy okna, ve kterém se bodový soubor nachází, a nad kterým se výpočet vzdáleností provádí. Proto Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí, že K funkce představuje kumulativní průměr počtu bodů ležících ve vzdálenosti r od typického bodu x_i , výsledek je následně upraven korekčními metodami a standardizován dělením intenzitou bodového souboru. Standardizace je podle autorů důležitá k tomu, aby bylo možné porovnávat různé bodové soubory v odlišně velkých zkoumaných lokalitách.

Pro porovnání výsledků slouží K_{obs} a K_{pois} . K_{obs} je hodnota K ze zkoumaného bodového pole ($K_{observed}$) a K_{pois} hodnota K teoretická pro CSR.

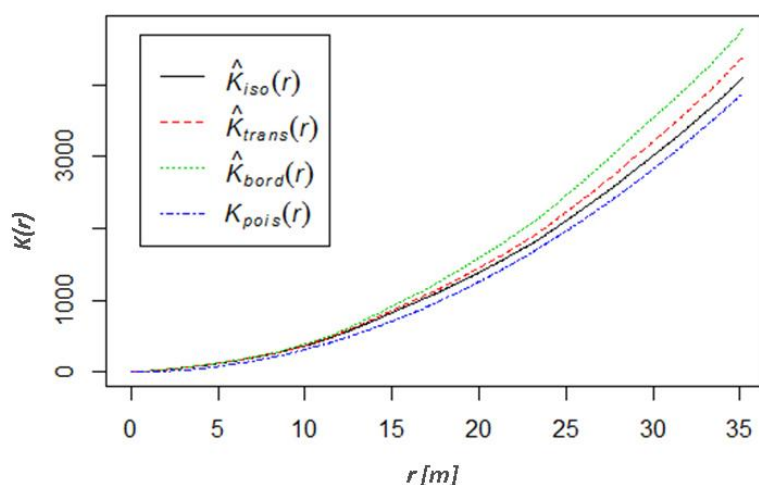
Nevýhodou funkce K_{est} je, že tato trpí na ovlivňování výsledku hraničními hodnotami. Ačkoliv víme, že naše data jsou kompletní a za měřeným souborem již žádná další nejsou, R potažmo funkce K_{est} tento fakt nezná. Poté při aproximaci K může dojít k ovlivnění výsledku hypotetickými ději, tedy jinými body, které se nacházejí za hranicí našeho měřeného bodového pole. Tato vlastnost není problémem pouze funkce K_{est} , ale vyskytuje se i u dalších, tedy G_{est} , J_{est} , F_{est} a L_{est} .

Pro odstranění tohoto problému je třeba nechat K_{est} počítat s určitým ohraničením našeho bodového pole a K_{est} pak počítá K s několika typy korekčních mechanismů. Mezi nejčastější patří korekční mechanismus isotropický (K_{iso}) neboli Ripleyův, hraniční (K_{bord} nebo K_{bordm}), transformační (K_{trans}). Hraniční mechanismus podle Baddeley a kol. (2015) patří k nejméně účinným. K_{pois} pak slouží jako referenční hladina pro usuzování o datech. Podle Reudenbach a Naus (2016) jednotlivé korekční metody ve výsledku dávají velmi podobný výstup a prakticky nezáleží na tom, jakou metodu si pro usuzování vybereme.

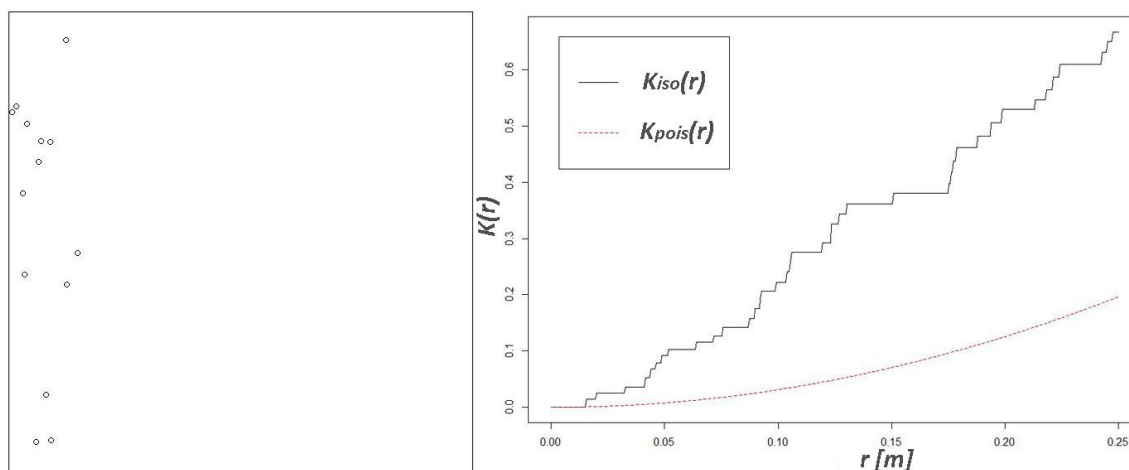
Výsledkem je graf ukazující modely vycházející z korekčních metod, které ukazují, v jaké vzdálenosti dochází v bodovém poli ke shlukování nebo případně, zda jsou data rozložena v prostoru pravidelně. Na ose y je výsledné K znázorňující podíl průměrného počtu sousedních bodů od typického bodu a intenzity bodového pole, a na ose x je vzdálenost r , která značí vzdálenost mezi body. Příkladem výstupu funkce K_{est} je

obr. 6. Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí, že Rippleyova K funkce je vhodná pouze pro data homogenní. Říkají, že pokud data nejsou homogenní, případná odchylka od CSR se nemusí zakládat na skutečnosti. Tento fakt je znázorněn na obr. 7. Autoři ale zároveň zmiňují, že se nikdy nebude shodovat $K(r)$ s K_{pois} . Je to způsobeno tím, že K náhodného souboru je pokaždé odlišné. Pro danou intenzitu bodového souboru λ existuje nekonečně mnoho realizací.

Druhou nevýhodou je skutečnost, že posouzení dat z výsledku Rippleyovy K funkce, jejíž průběh je exponenciální, je obtížné (Reudenbach a Naus, 2016). Autoři proto radí v případě pochybností raději použít funkci L.



Obr. 6: Rippleyova K funkce s výsledky korekčních mechanismů



Obr. 7: Důkaz, že K funkce je vhodná jen pro data homogenní. Na levé straně je vidět bodový soubor se zjevně nehomogenní tendencí. Na straně pravé je pak vytvořená K funkce z těchto dat. Z grafu se dá usuzovat, že v bodovém poli dochází ke shlukování bodů (K_{iso} (černá plná čára) nabyvá vyšších hodnot než K_{pois} (červená čárkovaná čára). Tento úsudek je však nesprávný. To dokazuje levá strana, kde žádné shluky vidět nejsou

Závěry, které je možné vyvozovat z výsledku K funkce, uvádějí Baddeley, Rubak, Turner (2016). Pokud $\hat{K}(r) < K_{pois}(r)$, kde $\hat{K}(r)$ je hodnota K získaná ze zkoumaného souboru dat a $K_{pois}(r)$ je K hodnota pro soubor bodů podléhající CSR, tak to znamená, že typický bod má méně sousedních bodů, než by nastalo za situace podléhající CSR. Znamená to tedy, že takový bodový soubor vykazuje rovnoměrnou distribuci. Naopak situace $\hat{K}(r) > K_{pois}(r)$ ukazuje, že typický bod má více sousedních bodů, než by bylo očekáváno za stavu totální náhodnosti, a tedy že bodový soubor vykazuje shlukování. Baddeley, Rubak, Turner (2016) zároveň uvádějí, že výsledky K funkce není možné brát jako zcela definitivní a je potřeba je chápat jako vodítko k dalším analýzám.

Podle Baddeley, Turner (2005) jsou funkce K, L, F, J a G funkce určené pro zjišťovací stadium zkoumání bodových procesů a vyvozování formálních úsudků o datech. Autoři zároveň uvádějí, že dopředu není možné odhadnout, která metoda poskytne na data patřičný náhled, a je proto vhodné při prozkoumávání dat provést všechny. Minimálně tedy funkce K, F, G a J. To potvrzují Wiegand, Moloney (2014), kteří tvrdí, že je dobré používat více testovacích nástrojů a jejich výsledky porovnat. Podle autorů totiž každá z funkcí trpí nějakými nedostatky, které vedou k možné špatné interpretaci závěrů. Zároveň některé souhrnné statistiky druhého řádu podávají stejný výsledek pro naprosto odlišná data.

4.5.1.4 Párová korelační funkce

Baddeley, Rubak, Turner (2016) uvádějí, že interpretace K funkce může být díky její povaze obtížná a i její transformace L může činit problémy při interpretaci (Baddeley, 2010). Problém spočívá v tom, že funkce je kumulativní a započítává všechny body na zkoumané ploše ve vzdálenosti menší nebo rovné r od typického bodu. Párová korelační funkce naproti tomu počítá body jen v určitém prstenci od typického bodu. Tento prstenec je dán dvěma soustřednými kruhy o poloměru r a $r+h$. R je zde běžný poloměr, zvětšující se při výpočtu funkce a h je malý přírůstek tvořící prstenec.

Podle Wiegand, Moloney (2014) je párová korelační funkce vhodná pro grafické znázornění odchylek od Poissonova procesu CSR. Je-li $g(r) > 1$, vzdálenosti r mezi body jsou typičtější než u CSR, což značí shlukování bodů. $G(r) < 1$ značí pravidelnost bodového souboru a $g(r) = 1$ odpovídá CSR.

$G(r)$ značí pravděpodobnost odhalení dvojice bodů o vzdálenosti r mezi těmito dvěma body. Formule pro odhad $g(r)$ je následující

$$g(r) = \frac{K'(r)}{2\pi r},$$

kde $K'(r)$ je derivace $K(r)$. Podle Baddeley, Rubak, Turner (2016) se $K'(r)$ stává derivací $K(r)$ právě tehdy, když tloušťka prstence h je nekonečně malá.

4.5.1.5 Besagova L funkce

L funkce je transformací funkce K a v balíku spatstat je reprezentována funkcí *Lest* (Baddeley a kol., 2015). Transformace se děje pomocí následující formule (Baddeley, Rubak, Turner, 2015).

$$L(r) = \sqrt{\frac{K(r)}{\pi}}$$

Tím je dosaženo stabilizace odchylky odhadové funkce a L funkce je tak vhodnější pro posouzení dat a pro výpočet simulačních obálek Markovova řetězového Monte Carlo testu (Baddeley a kol., 2015).

4.5.1.6 Funkce pro nehomogenní data

Gelfand A. a kol. (2010) podobně jako Baddeley, Rubak, Turner (2016) říkají, že pokud jsou data zjevně nehomogenní, nelze pro správnou interpretaci bodového procesu použít standardní funkce. K , L a g funkce pro nehomogenní data jsou však dobrou náhradou a jedná se jen o drobnou modifikaci standardních funkcí. Pomocí nich se dají testovat data vykazující bodové procesy s prostorově rozdílnou intenzitou. Stejně jako v případě standardních funkcí, i tyto vyžadují, aby data byla stacionární.

4.5.2 Monte Carlo signifikantní obálky

Provedením Monte Carlo testu nad výsledky přehledových funkcí se zpřesní výsledek pro posouzení, zda v bodovém poli dochází ke shlukování či nikoliv. Reudenbach a Naus (2016) uvádějí, že při vytváření takzvaných obálek Monte Carlo testu, porovnáváme pozorovaný výsledek přehledových funkcí s několika různými

interpretacemi Poissonova rozdělení. Je třeba si uvědomit, že analýzy nad pozorovanými daty produkují nejen výsledek L_{obs} (případně G_{obs} , K_{obs} , J_{obs} , F_{obs}), ale i samotné Poissonovo náhodné rozdělení. Během Monte Carlo testu je pak podle zadání uživatelem, vytvořen určitý počet Poissonových CSR realizací, které dohromady vytvářejí obálku okolo L_{pois} . Tyto CSR realizace jsou vytvářeny náhodně a proto se od sebe navzájem odlišují. Pakliže se křivka jakékoliv funkce vyskytuje mimo oblast MC obálek, je nulová hypotéza rovná CSR vyloučena. Jak uvádějí Baddeley, Rubak, Turner (2016), počet simulací CSR závisí na požadované statistické významnosti. Počet simulací si uživatel stanovuje sám. V základu je funkce *envelope* pro vytváření Monte Carlo významnostních obálek nastavena na vytvoření 99 simulací. Podle potřebné p-hodnoty pro určení významnosti testu, se počet simulací může snižovat, ale i zvyšovat. Počet simulací má velký dopad na délku zpracování testu. U testů homogenních dat taková simulace je poměrně krátká, ale v případě testování nehomogenních dat nebo modelování bodových procesů se délka zpracování jediného testu prodlužuje do řádu hodin.

Znamená to tedy, že při realizaci 39 simulací CSR je celkový počet hodnot 40, a protože existují dva stavy pro odmítnutí CSR hypotézy, tedy $2/40$, je pravděpodobnost rovna $1/20 = 0,05$ (Baddeley, Rubak, Turner, 2016). Podle autorů je ale nutné dopředu mít představu o vzdálenosti (r), ve které by se snad mohla testovaná data odchylovat od CSR realizace a na základě tohoto r pak posuzovat výsledný graf. Autoři upozorňují, že pokud si uživatel tuto představu dopředu nevytvoří, z výsledného grafu s největší pravděpodobností nezíská reálné závěry. Pokud je obtížné si takovou představu vytvořit, je u příkazu *envelope* možné vytvářet globální obálky, představující maximální odchylky od základní CSR realizace. V grafu se to projeví tak, že obalové zóny mají konstantní šířku. Obalové zóny se vytvářejí pomocí následujícího principu:

$$E - (r) = K_{pois}(r) - D_{max}$$

$$E + (r) = K_{pois}(r) + D_{max}$$

D_{max} zde představuje maximální odchylku ze všech realizovaných simulací CSR. Wiedgand, Moloney (2014) uvádějí, že Monte Carlo test slouží pro simulaci nejen CSR realizací, ale jakéhokoliv bodového procesu, který slouží jako nulová hypotéza.

Určování významnosti výsledku testů přehledových funkcí je však složitější. Interpretace výsledků na základě Monte Carlo signifikantních obálek záleží na vystavěné hypotéze. Pakliže není vystavěna jakákoliv hypotéza, a hledáme tedy autokorelaci mezi body, pak skutečně sledujeme výkyv křivky mimo extrémní hodnoty Monte Carlo obálek. Tím je základní předpoklad zcela náhodného výskytu vyloučen. Pokud ale sledujeme složitější hypotézu, odlišnou od zcela náhodného rozdělení, přítomnost křivky uvnitř obalových křivek tuto hypotézu potvrzují a naopak, křivka vyskytující se nad nebo pod těmito obálkami sledovanou hypotézu zamítají (David Janík, Brno ústní sdělení., III. 2017).

5 Metodika

5.1 Terminologie

Terminologie použitých v textu diplomové práce se shoduje s terminologií použitou v bakalářské práci (Keller, 2015).

5.2 Sběr dat

Data sestávající ze zaměřených pozic stromů, pařezů, pahýlů, mrtvého dřeva, ploch zmlazení, jezer a odvodňovacích rýh, byla zaměřena soustavou Fieldmap na počátku léta v roce 2014. U stromů, pařezů a pahýlů byl měřen průměr kmene v prsní výšce a průměr kmene takzvaně nad náběhy. U mrtvého dřeva pak byly měřeny průměry na obou koních. V prosinci roku 2014 a v lednu 2015 pak byla měřena výška stromů a pahýlů, kdy bylo předpokládáno, že v létě vysoký podrost bezkolence modrého bude v zimě polehlý, takže by mohla být lépe patrná báze stromů, a díky tomu by i měření výšek mohlo být přesnější. V roce 2016 pak bylo znovu provedeno měření průměrů v oblasti náběhů, a to v takzvané průměrné výšce. Ta byla vybrána pro zlepšení metodiky odhadu zásoby dřevní hmoty z pozůstalých pařezů.

5.3 Analýza prostorových vztahů

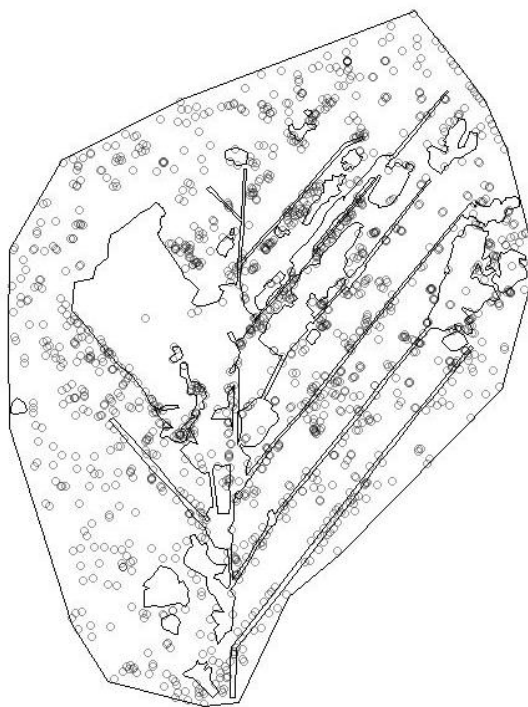
Jedním z cílů práce je tzv. analýza prostorových vztahů stromů. Zajímalo mě, zda existují ekologické vazby mezi stromy, mezi jednotlivými druhy dřevin, případně mezi stromy a nějakým ekologickým faktorem. Za takový faktor byl na Malé louce vybrán hydrický režim stanoviště vyjádřený vzdáleností od jezer a odvodňovacích rýh. Zkoumána byla ale i členitost terénu a z ní byla zjišťována změna intenzity bodového procesu na základě změny elevace.

Testování bodových dat pro zjištění bodových procesů a jejich příčin, bylo prováděno na souboru bodů sestávajícího z pozic stromů, pařezů a pahýlů. Body kromě informace o poloze nesly také informaci o jejich relativní výšce a všechny tři souřadnice byly zjištěny z výstupu po měření sestavou Fieldmap.

Jelikož je cílovou otázkou zjištění, zda prostorové umístění stromů je ovlivňováno vzdáleností od přístupné hladiny vody, do testování bodového souboru vstupoval i

soubor linií, reprezentující odvodňovací soustavu a hranice jezer. V případě odvodňovací soustavy byly pomocí sestavy Fieldmap zaměřovány jen osy odvodňovacích rýh. Pro analýzu autokorelace bodů, kde za intenzitu lambda byla určena distanční mapa vzdálenosti od liniiových prvků, bylo z datového souboru nutné odstranit body stromů a pařezů, které se vyskytovaly uvnitř kanálů a jezer.

Šířka odvodňovacích kanálů byla měřena na začátku a konci rýhy, dále v úsecích po pěti metrech, a případně v místech, kde se jasně mění charakter odvodňovací soustavy, nebo tam, kde je odvodňovací rýha zřetelně přehrazena ponechaným klestem či deponovaným substrátem z revitalizačního zásahu. Bodový soubor a soubor linií vstupujících do analýzy prostorových vztahů ukazuje obr. 8.



Obr. 8: Bodový (pozice stromů, pařezů a pahýlů) a liniový (odvodňovací kanály a jezírka) soubor pro analýzu prostorových vztahů.

5.4 Použitý software

Pro zpracování analýz prostorových vztahů (viz kap. 5.3) byl použit programovací jazyk R (R Core Team, 2015) s nadstavbou RStudio, která zajišťuje srozumitelnější a efektivnější uživatelské prostředí. Rastrové obrazy vstupující do vybraných analýz programu R byly vytvořeny v programu ArcMap (verze 10.4.1).

Pro analýzy vztahů mezi zmapovanými prvky bylo potřeba použít nadstavbové balíky programu R. Pro import dat do RStudia ve formátu ESRI shapefile a MS-DOS csv byly použity balíky rgdal (Bivand, Keitt, Rowlingson, 2015) a maptools (Bivand, Lewin-Koh, 2016). Pro konverzi importovaných souborů a následné analýzy byl použit soubor nástrojů spatstat (Baddeley, Rubak, Turner, 2015).

5.5 Výpočet objemu vytěžené dřevní hmoty

Odhad zásoby dřevní hmoty byl proveden již v roce 2015, ale díky nevěrohodným výsledkům bylo z jejich prezentace upuštěno. Snahou bylo zjistit zásobu dřevní hmoty před revitalizačním zásahem na základě ponechaných pařezů. Záměrem tedy bylo pomocí regresní závislosti měřených tloušťek nad náběhy stojících stromů a objemu stromů zjištěných empirickým vzorcem odvodit objemy pokácených stromů podle tloušťky pařezů.

Problém spočíval v tom, že u stromů byly měřeny tloušťky ve výšce takzvané nad náběhy, zatímco u pařezů byla měřena tloušťka v úrovni hlavního řezu. Na lokalitě Malá louka se však nedá tloušťka nad náběhy unifikovat, neboť u jednotlivých stromů se vyskytuje v různé výšce. V důsledku toho tloušťky stromů a pařezů nebyly porovnatelné a odhady objemů vypočtené na základě těchto tloušťek byly ve výsledku velmi nepřesné.

Proto nebyl odhad v bakalářské práci zmíněn s tím, že v navazující diplomové práci bude metodika přepracována a vyzkoušena, zda její změnou nebude dosaženo věrohodnějšího odhadu.

Nová metodika spočívala ve stanovení výběrových pařezů v různých tloušťkových třídách a proměření jejich výšky v úrovni hlavního řezu. Stanovil jsem tedy tloušťkové třídy po pěti centimetrech, a to v rozsahu 0–5, >5–10, >10–15, >15–20, >20–25, >25–30, >30–35, >35–40, >40–45, >45–50, >50–55, >55–60, >60–65. Pro každou tloušťkovou třídu pak bylo vybráno 10 pařezů a v potaz bylo bráno i jejich rozmístění po zkoumané ploše. Pro tloušťkové třídy od 0 cm do 45 cm byla každá třída zastoupena 10 pařezy. Z důvodu nedostatku pařezů ve vyšších tloušťkových třídách byl v každé takové třídě proměřen každý zastoupený pařez. Tab. 3 uvádí počty proměřených

pařezů v daných tloušťkových třídách. Celkem byly vybrány pro měření výšky 103 pařezy.

Z měření byly vyjmuty ty stromy či pařezy, které byly součástí deponia zeminy vyhrnuté za účelem tvorby či revitalizace původních jezer. Zde totiž nebylo možné určit, kde byl původní terén, od kterého by se odměřovala stanovená průměrná výška.

Tab. 3: Počty měřených pařezů v tloušťkových třídách

Třída	Počet kusů
0–5	10
>5–10	10
>10–15	10
>15–20	10
>20–25	10
>25–30	10
>30–35	10
>35–40	10
>40–45	10
>45–50	6
>50–55	1
>55–60	4
>60–65	1

Po změření výšky pařezů v daných kategoriích byla vypočtena průměrná výška pařezů, tedy 27 cm. Následně byla změřena tloušťka stojících stromů a tvrdých pařezů v této průměrné výšce. Tvrdé pařezy reprezentovaly revitalizační zásah v roce 2014, jednalo se tedy o pozůstatky odtěžených stromů.

Objem dřevin vytěžených v rámci revitalizačního zásahu byl stanovován dvěma metodami. Varianta 1 spočívala ve výpočtu objemu stojících stromů na základě objemových tabulek. Podělením sumy dřevní hmoty s kůrou stromů, které na lokalitě zůstaly i po těžbě, a jejich počtem byla vytvořena průměrná hmotnatost jednoho stromu. Součinem průměrné hmotnatosti a počtu tvrdých pařezů byl vypočítán odhad zásoby stromů odstraněných v rámci revitalizačního zásahu.

Varianta 2 spočívala ve změření tlouštěk pařezů a stromů v průměrné výšce. Byla vytvořena regresní závislost mezi objemem stojících stromů a tloušťkou v průměrné výšce. Dosazením hodnot tlouštěk pařezů do regresní rovnice byl odhadnut objem stromů, které byly v rámci revitalizačního zásahu vytěženy. Součet všech těchto objemů reprezentoval předpokládaný objem dřevní hmoty odstraněné revitalizačním zásahem.

U regresních vztahů musel být redukován počet jedinců u každého druhu, jak stromů, tak pařezů, které nebylo možné změřit při druhém terénním šetření. To proto, že takové stromy byly v mezidobí odstraněny. Dále mezi tyto jedince patřili ti, kteří vykazovali značně atypický růst, extrémní jedinci, anebo jedinci, jejichž tloušťková či výšková třída nebyla obsažena v objemových tabulkách. Redukcí stromů bylo dosaženo vyšší přesnosti regresního vztahu. Počet pařezů byl také ponížěn o ty, které nebyly v době druhého šetření nalezeny.

Lineární regresní rovnicí u pařezů malých průměrů vycházely záporné hodnoty objemů. Byla proto použita regrese exponenciální, která sice snížila korelační koeficient regresního vztahu, objemy všech jedinců, tak ale vycházely v oblasti kladných hodnot. Nakonec byl objem zjištěný výpočtem pomocí regresního vztahu (varianta 2) a objem zjištěný součinem počtu pařezů (varianta 1) a průměrné hmotnosti porovnán.

Ze všech druhů, které byly na rašeliništi zjištěny, byly do výpočtu objemu zahrnuty jen čtyři základní, protože ostatní druhy se vyskytovaly jen jednotlivě. Následně byla pro každý druh stanovena jeho průměrná hmotnost.

5.6 Použité funkce prostorových analýz

Podle Wiegand, Moloney (2014) většina analýz prostorových vztahů je započata tím, že se musí posoudit, zda je bodový soubor homogenní, nebo nikoliv. Od tohoto zjištění se odvíjí následně použité testovací nástroje.

Prvním krokem při analýze dřevinné struktury na Malé louce tedy bylo určení homogenity dat. Ačkoliv je nehomogenita dřevinného společenstva na rašeliništi jasná již z vizuálního posouzení, pro úplnost byl tento test proveden. Nejjednodušším nástrojem pro tento úkol se jevil χ^2 test. Výsledná p-hodnota posloužila k určení homogenity. Pokud by byla p-hodnota nižší než 0,05, bodový soubor by byl určen jako

nehomogenní. Následně byl proveden Quadrat count test pro grafické posouzení výskytu bodů.

Na základě ne/homogenity dat byla provedena modelace sledovaných dat pomocí modelu terénu a distančního rastrového obrazu. Za model terénu byl použit výsledek IDW metody z výškových souřadnic zaměřených prvků, tedy stromů, pařezů, pahýlů a zpřesňujících měření. IDW model byl vybrán pro svou nejvyšší reprezentativnost ze všech dostupných metod pro vytváření terénu. Kovariáty musí být podle Baddeley, Turner (2006) dostupné ve všech bodech ve sledovaném okně. Model terénu i distanční obraz tuto podmínku splňuje. Interval vzdálenosti u distančního obrazu od liniových prvků byl stanoven na 0,1 m. Obě vysvětlující proměnné byly pro jednoduchost vytvořeny v programu Arcmap.

Ve výsledcích byla uvedena ta funkce, která byla nejlépe interpretovatelná. Posouzení výsledků bylo provedeno pro všechny body bez rozlišení na druhy a dále, u analýzy intenzitní funkce rho $\hat{\theta}$, i pro nejčastěji se vyskytující druhy, tedy břízu, smrk, olši a buk. Funkce byly počítány pouze na základě souřadnic bodů.

Modely byly „fitovány“ na zkoumaná data pomocí Poissonova procesu (Baddeley, Turner, 2006). Poissonův proces zde byl, u funkcí testujících autokorelaci, použit jako referenční hladina CSR (Møller, Waagepetersen, 2006 a Wiegand, Moloney, 2014).

Hlavní funkcí použitou pro testování bodového souboru byla funkce rho $\hat{\theta}$, neboli „Smoothing Estimate of Covariate Transformation“. Ta byla vybrána pro výpočet odhadu relativní distribuce a vysvětlující proměnné, jako kovariáta tedy byl použit model terénních elevací a distanční mapa (Baddeley a kol., 2015).

U přehledových funkcí byla vybrána iso varianta korekčního mechanismu dle Janík a kol. (2012) a nebyly provedeny simulační obálky Monte Carlo testu (vyjma homogenních variant funkcí) z důvodu nefunkčnosti výpočtu simulačních obálek u nehomogenních funkcí. U funkce rho $\hat{\theta}$ byl použit interval spolehlivosti rovný 0,95.

5.7 Měření pohybu hladiny vody

Během let 2014, 2015 a 2016 byly na rašeliništi Malá louka měřeny poklesy a nárůsty úrovně vodních hladin. Tyto byly měřeny na 13 místech na rašeliništi a na dvou místech mokřiny U Malé louky pro účely srovnání. Počátek měření je datován k měsíci květnu.

Úroveň hladin, respektive jejich relativní změny, byly měřeny na začátku každého měsíce. Hladiny však nebylo možné změřit v zimních měsících, kdy jezera pokrývala silná vrstva ledu. Měření vznikla dlouhá řada, kterou můžeme doplnit o měření provedené Ing. M. Friedlem a Ing. J. Friedlem v letech 2004–2011. Metodika jejich měření se lišila, protože bylo zaznamenáváno pouze kolísání hladiny na největším jezeře, ale zase vícekrát za měsíc. Hodnoty z měření Ing. M. Friedla jsou zprůměrované a z nich jsou vytvořeny grafy kumulativního průběhu hladin. Pro účely srovnání let 2004–2011 a 2014–2016 jsou hodnoty mého měření taktéž zprůměrované.

6 Výsledky

6.1 Odhad a výpočet objemu vytěžené dřevní hmoty

Zprůměrováním 103 hodnot výšek vzorníkových pařezů byla vytvořena hodnota průměrné výšky, ve které byly proměřeny tloušťky všech pařezů vyjma vyloženě trouchnivých a ve stejné výšce i tloušťky stromů. Tato průměrná výška činila 26,7 cm. Hodnota byla pro potřeby zjednodušení zaokrouhlena na 27 cm.

Počet stromů podléhajících měření činil 434 ks, přičemž bříza bělokorá (*Betula pendula*) čítala 222 ks, smrk obecný (*Picea abies*) čítal 130 ks, olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) čítala 43 ks a buk lesní (*Fagus sylvatica*) čítal 39 ks. Počet stromů vstupujících do regresního vztahu tak byl následující: bříza čítala 115 ks, smrk 101, olše 23 ks a buk 9 ks.

Korelační koeficient břízy byl 0.60, u smrku 0.74, u buku 0.97 a u olše 0.21. Extrémně nízký korelační koeficient olše znamenal, že dále nebylo u tohoto druhu zkoumáno, jaký objem biomasy tento druh na rašeliništi vytvářel.

Počet pařezů byl podle druhů: bříza 343 ks, smrk 59 ks, buk 12 ks. Parametry zásoby zjištěné variantou 1 a variantou 2 výpočtu objemu uvádí tab. 4 a 5.

Rozdíl hmoty břízy mezi hodnotou stanovenou variantou 1 a 2 činí 17 % ve prospěch výsledku varianty 2. Naopak u smrku vychází objem z varianty 2 o 143 % nižší než v případě objemových tabulek. U buku o 138 %. Je evidentní, že odhad zásob je poznamenán vysokou chybou.

Tab. 4: Zásoba zjištěná variantou 1 pro jednotlivé druhy

	Bříza	Smrk	Buk
Počet stromů [ks]	115	94	9
Počet pařezů [ks]	343	69	12
Objem stojících stromů [m³]	23,15	115,73	2,57
Průměrná hmotnatost [m³]	0,20	1,23	0,29
Objem před zásahem [m³]	69,05	74,99	3,42

Tab. 5: Zásoba zjištěná variantou 2

	Bříza	Smrk	Buk
Objem před zásahem [m³]	83,60	52,25	1,43
Regresní vztahy	$y=0,011e^{0,0113x}$	$y=0,0038x-0,6881$	$y=0,0068e^{0,0124x}$

6.2 Analýzy prostorových vztahů

První analýzou nad bodovým polem je χ^2 test (Chi-square) pro zjištění homogenity dat. Doplněkem je využití Quadrat count testu pro výpočet počtu bodů v obdelníkové síti nad zkoumanou plochou. Tabulka 6 uvádí výsledky χ^2 testu. Počet obdelníků byl stanoven na čtyři horizontální a čtyři vertikální, spatstat však rozdělil studovanou lokalitu na 19 obdelníků. Vyšší počet čtverců/obdelníků vede k chybovému hlášení o nekorektnosti p-hodnoty. Výsledek ukazuje, že p-hodnota z dat stromů a pařezů je podstatně nižší než $p=0,05$ a je proto zřejmé, že bodový soubor nebyl vytvořen na základě CSR. Doplněkem je zobrazení počtu prvků v obdelnících. To ukazuje obr. 9. Pro bližší porovnání p-hodnot byl vytvořen bodový soubor s intenzitou testovaného souboru (rovný 0.08207812) a pro něj proveden χ^2 test. Porovnáním p-hodnoty dřevinného společenstva podle sítě 4x4 kvadráty a p-hodnoty CSR realizace o té samé intenzitě je zřejmé, že analyzovaný bodový soubor skutečně není homogenní.

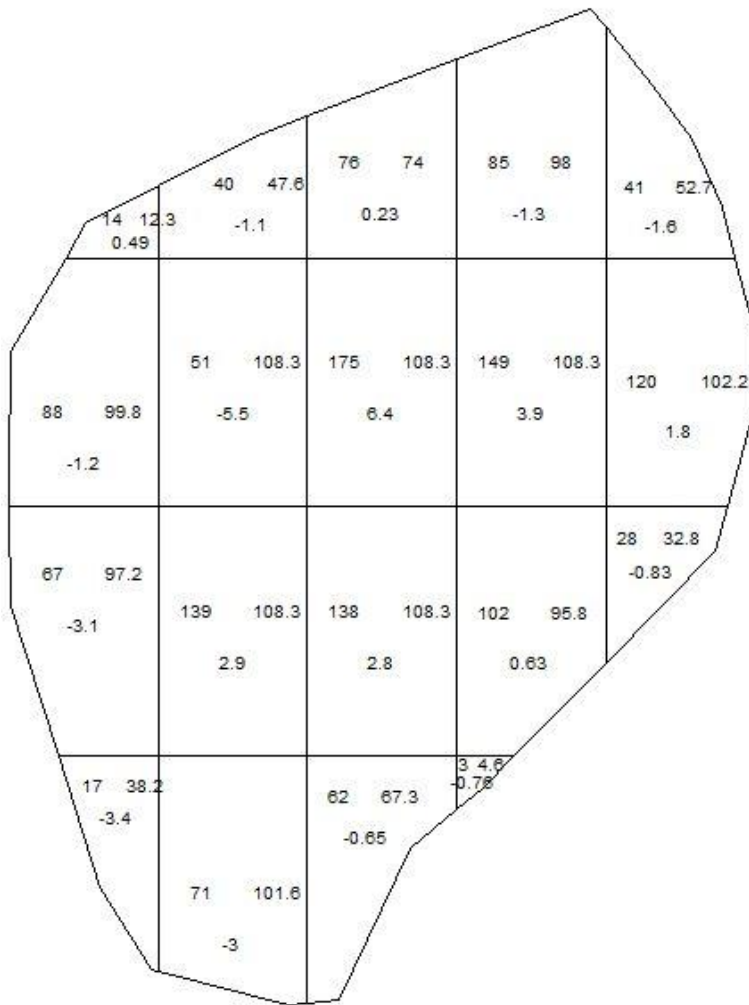
Tab. 6: Test homogenity dat pomocí χ^2 testu: a) rozdělením plochy do obdélníkové sítě (4x4 kvadráty), b) rozdělením plochy do obalových zón o šíři 10 cm, pomocí distanční mapy, c) realizace náhodného rozložení prvků při intenzitě bodového souboru 0.08207812 rovné intenzitě dřevinné populace na Malé louce. U všech testů byla p-hodnota nastavena jako two.sided. Pro zamítnutí homogenity dat musí být χ^2 hodnota výrazně vysoká nebo výrazně nízká nebo p-hodnota nižší než stanovená (Baddeley, Rubak, Turner, 2016).

	χ^2	Stupňů volnosti	p-hodnota
χ^2 test CSR při rozdělení plochy na 15 podoken	122,41	14	<2,2e-16
χ^2 test CSR při rozdělení plochy na 62 obalových pásem	1466	61	<2,2e-16
χ^2 test bodového souboru o intenzitě 0.08207812 jako realizace CSR s rozdělením plochy na 15 podoken	20.11	14	0.2534

Porovnáním očekávaných počtů bodů v obdelnících a skutečného množství bodů v každém obdelníku můžeme konstatovat, že v centrální části v oblasti nejrozvinutějšího odvodňovacího systému se body vyskytují více než na okrajích kde odvodňovací soustava již není příliš patrná, nebo se zazemňuje. Výjimkou je severovýchodní okraj (desátý obdelník počítaný shora) kde se vyskytuje převážně olšové společenstvo v okolí většího jezera a pak dále i obdelník předposlední, kde bývá i v pokročilém letním období blátivý podklad, protože se zde soustřeďuje voda z celého odvodňovacího systému rašeliniště.

Modifikací Quadrat count testu je rozdělení zkoumané lokality do podskupin jiných tvarů. Například pásů o šířce několik metrů. To může být vhodné pro představu, v jaké vzdálenosti se vyskytují body od liniových prvků. V případě rašeliniště Malá louka jsou liniovými prvky hranice jezer a odvodňovací soustavy. Protože jsme stanovili předpoklad, že intenzita výskytu stromů je závislá na vzdálenosti od hranice jezer a odvodňovacího systému, byl proveden χ^2 test (Chi-square) i na základě distančního rastrového obrazu pro vzdálenosti 10 cm. Výsledek testu i zde naznačuje, že data jsou nehomogenní a výskyt stromů je pravděpodobně ovlivněn hydrickým režimem, který může být daný horizontální vzdáleností od vodní hladiny (vzdáleností od jezer, nebo od odvodňovací rýhy). Výsledek je zobrazen taktéž v tab. 6.

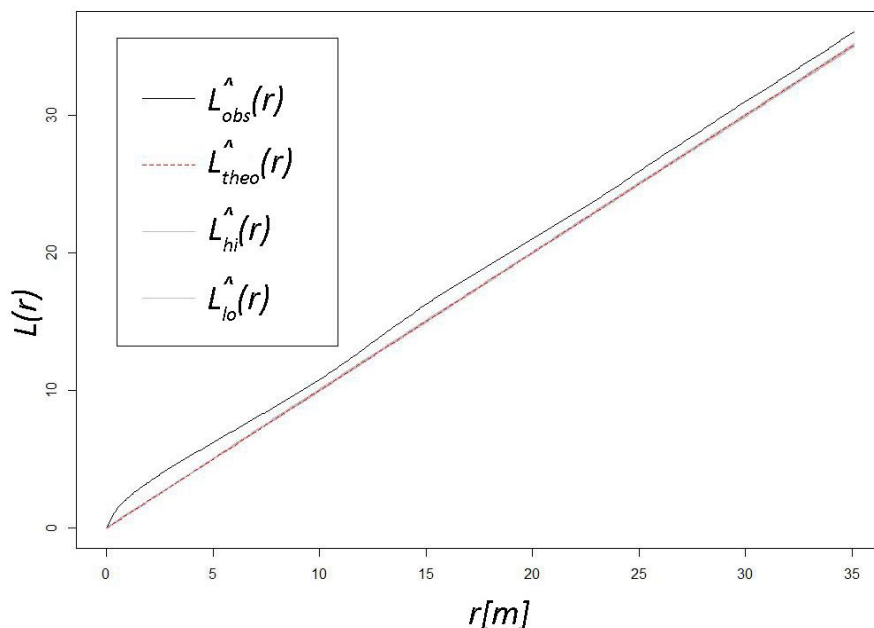
Quadrat count test



Obr. 9: Počet bodů na lokalitě v obdelnicích. Počet obdelníků je určen z χ^2 testu. Levé horní číslo zobrazuje počet pozorovaných bodů, pravé horní číslo ukazuje očekávaný počet bodů. Spodní číslo ukazuje standardizovanou Pearsonovu odchylku χ^2 testu.

Potvrzení úsudku, že bodový soubor je nehomogenní ukazuje i L funkce na obr. 10. Není totiž možné, aby docházelo ke shlukování bodů již od nulové vzdálenosti, a to proto, že na lokalitě žádný strom nevyrostá ze stejného místa. A to i přesto, že se na rašeliništi vyskytovaly skupiny stromů, které byly označovány parametrem polykormon v případě, že jednotlivé kmeny vyrůstaly zdánlivě z jednoho místa. Tento fakt však nebyl zaznamenán graficky. Pomocí měřicí soustavy Fieldmap byly zaznamenány body tak, že každý měl svou vlastní jedinečnou polohu a není tedy možné, že by se na jedné konkrétní poloze vyskytovalo více bodů než jeden.

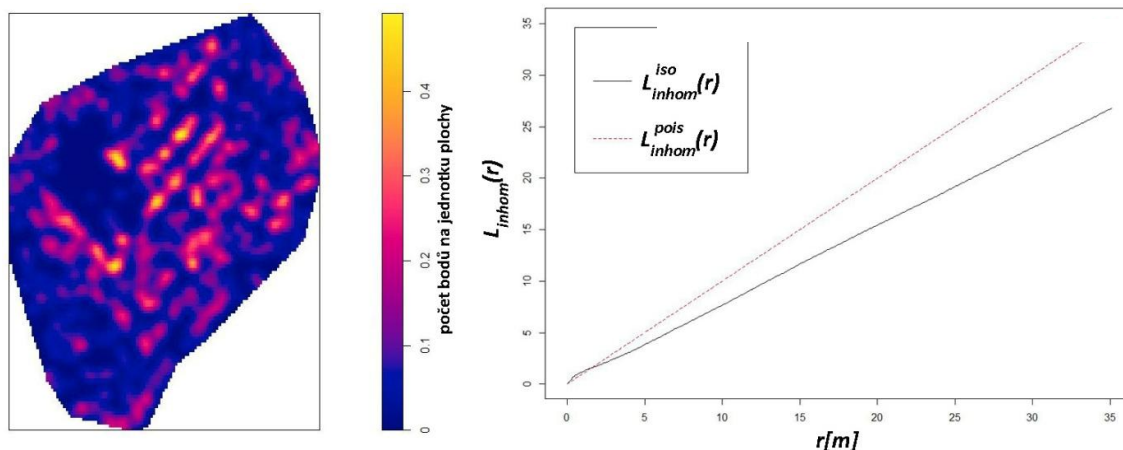
Pro zajištění vyšší věrohodnosti výsledku byly vytvořeny signifikantní obálky Monte Carlo testu. Simulací bylo provedeno 19.



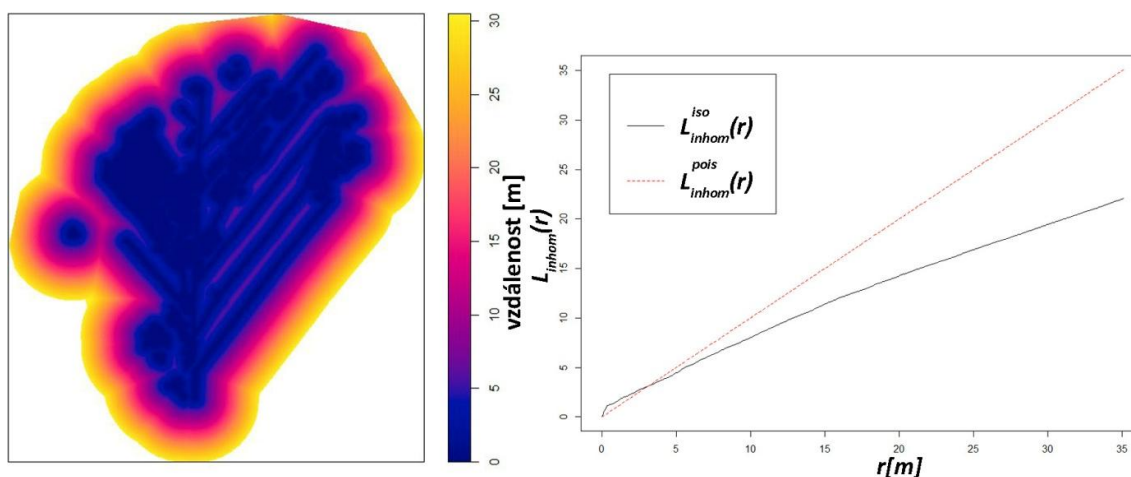
Obr. 10: Graf L funkce pro homogenní data, jasně ukazující, že stromy na Malé louce vykazují nehomogenitu

Vzhledem k nehomogennímu charakteru dat se pro další analýzu použila L funkce pro nehomogenní data. L funkce byla vyhodnocena na základě mapy intenzity výskytu stromů naznačující shlukování, tak na základě distanční mapy vytvořené z liniového souboru. Obr. 11 ukazuje L funkci, kde bodový proces vysvětluje intenzitní mapa. Z výsledku této funkce vyplývá, že ve vzdálenosti asi jednoho metru dochází k agregaci bodů a od této vzdálenosti přechází bodový proces spíše k větší pravidelnosti, než by bylo za nahodilého stavu.

Obr. 12 pak ukazuje podobný výsledek, kde opět dochází ke shlukování při malých vzdálenostech od jezer a odvodňovacích rýh, nejvíce ve vzdálenostech do jednoho metru, pak soubor přechází v pravidelné uspořádání.



Obr. 11: L funkce pro nehomogenní data, kde za intenzitu byla dosazena mapa density z nástroje KDE. Bandwidth KDE byl určen pomocí metody likelihood cross-validation, vhodné pro nehomogenní data.



Obr. 12: L funkce pro nehomogenní data, kde za intenzitu byla dosazena mapa z distanční analýzy. Interval vzdálenosti odpovídá 0,1 m.

Pro zjištění, zda jednotlivé druhy dřevin na ploše preferují určitou vzdálenost, či v jakých mezích se jejich výskyt agreguje, byla rozdělena plocha kolem jezer a odvodňovacích rýh na bufferové zóny o šířce 0,1 m. V těchto bufferech pak byly spočítány jedinci a v grafech relativní distribuce vyjádřeni jak bez rozlišení na druhy, tak v rámci jednotlivých druhů. Dřevinou nacházející se v nejvzdálenějším bufferu (26,1–26,2) od jezera, či odvodňovací rýhy byl smrk. Uvedeny jsou jen grafy podstatných dřevin, tedy břízy, smrku, olše a buku, jejichž početnost je na rašeliništi relativně vyšší. O ostatních dřevinách, například taxonu vrby (*Salix* sp.) v počtu 24 ks, lísky obecné (*Corylus avellana*) v počtu 13 ks, javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*)

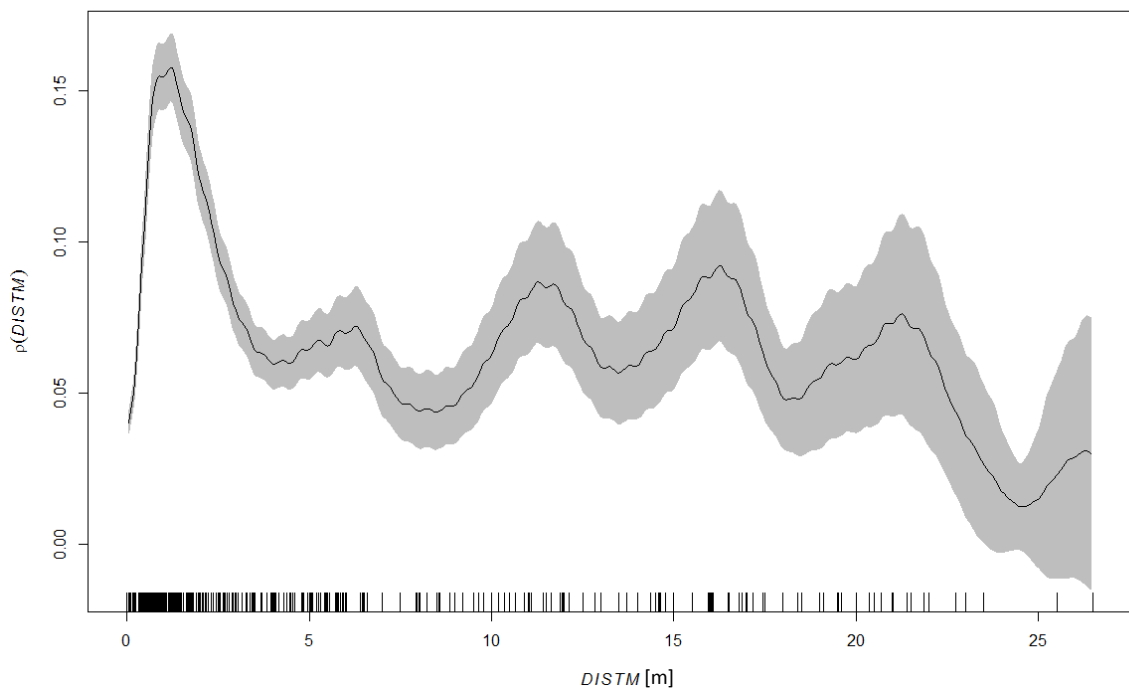
v počtu 11 ks a jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) v počtu 10 ks, uvádím jen zmínku. Zbylé druhy, které se na ploše vyskytují, mají tak malé počty jedinců, že z prostorové distribuce nelze vyvozovat žádné závěry. Jedná se o dub zimní (*Quercus petraea*), hloh obecný (*Crataegus laevigata*), javor mléč (*Acer platanoides*), krušinu olšovou (*Frangula alnus*), lípu malolistou (*Tilia cordata*), modřín opadavý (*Larix decidua*) a topol osiku (*Populus tremula*).

6.3 Relativní intenzita výskytu druhů na základě vzdálenosti od hladiny vody

Z počtu jedinců byli pro účely odhadu intenzity vyloučeni ti jedinci, jejichž poloha byla zaměřena uvnitř jezer a odvodňovacího systému. Těchto jedinců bylo 124.

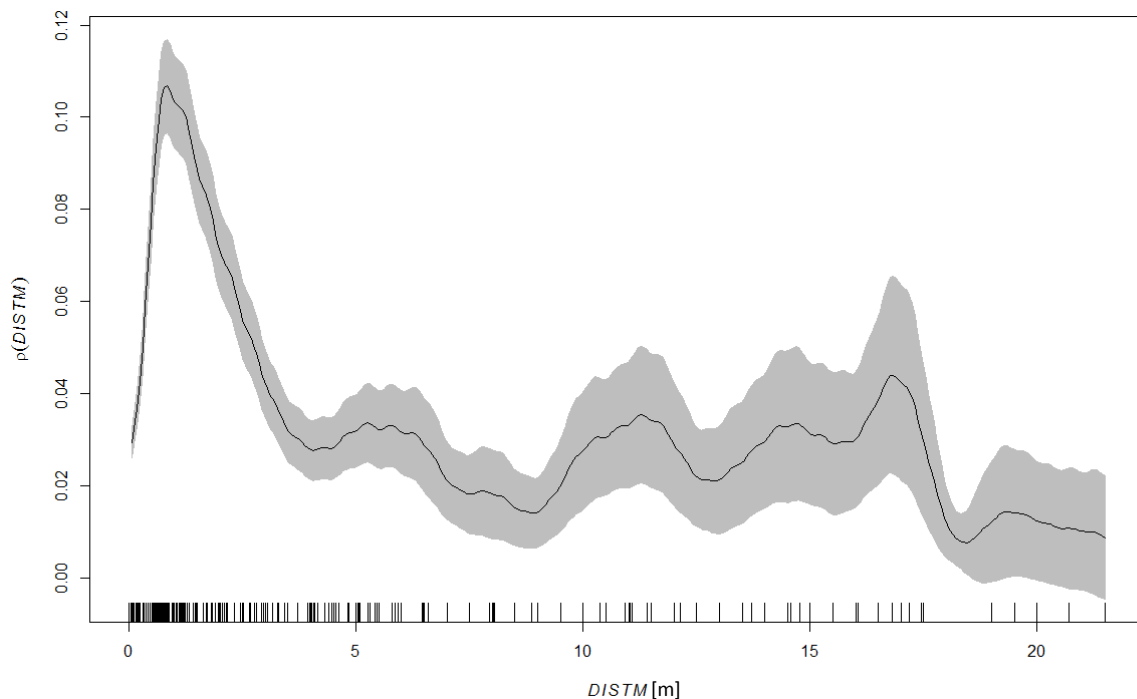
Celková preference vzdálenosti od hladiny vody je vidět na obr. 13. Z výpočtu relativní distribuce všech prvků na základě distančního obrazu je znatelné, že nejvyšší intenzity dosahuje bodový soubor v úrovni cca jednoho metru od vody a pak klesá. Je zřejmé, že dřeviny se nejvíce vyskytují doslova těsně u hladiny jezer či kanálů. Ve vzdálenosti do jednoho metru včetně se vyskytuje celkem 39 % všech jedinců. Do dvou metrů včetně se jedná o 55 %, do třech metrů včetně je to již 70 % jedinců. V absolutních číslech se jedná o 933 jedinců z 1342 ks. Od této hranice již trend klesá pozvolně. Četnosti v jednotlivých intervalech vzdálenosti pro distribuci všech stromů, jsou uvedeny v příloze 1.

Podíváme-li se na jednotlivé druhy, nejpočetnějším druhem na rašeliništi je bříza s počtem 807 ks. Z grafu na obr. 14 je patrné, že bříza má tendenci se agregovat blíže k hladině podobně, jako je tomu u grafu celkové preference. Průběh trendu od vodní hladiny je však strmější, jelikož do vzdálenosti jednoho metru se vyskytuje 44 % jedinců, do vzdálenosti dvou metrů 63 % a do vzdálenosti tří metrů již 73 % jedinců. Přesto ale je výskyt tohoto druhu celoplošný, ačkoliv ve větších vzdálenostech již bříza není tak hojná. Četnosti v jednotlivých intervalech vzdálenosti jsou uvedeny v příloze 2. Zvlněná intenzita výskytu břízy na obr. 14 od vzdálenosti 6 metrů dále není projevem výskytu u odvodňovacích kanálů. Vzdálenost mezi amplitudami intenzity jsou delší než vzdálenosti mezi odvodňovacími rýhami.

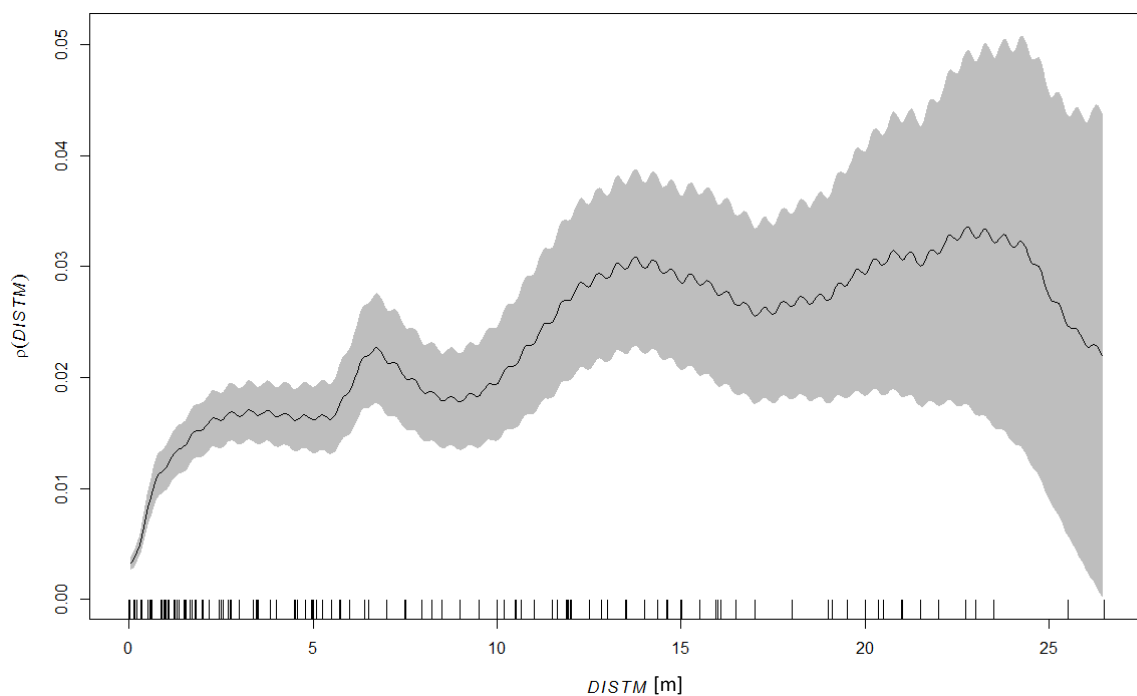


Obr. 13: relativní distribuce všech stromů na rašeliništi směrem od hranice vodní hladiny.

Zastoupení druhého nejhojnějšího druhu, smrku, je znázorněno na obr. 15. Počet jedinců smrku je 302 ks. Oproti předchozím dvěma případům je patrné, že se v relativní míře smrk vyskytuje více ve větších vzdálenostech od vodních nádrží a odvodňovacích rýh než bříza. Relativní proto, že jeho početnost je zřetelně nižší. Charakteristickou preferenční vzdáleností, kde se vyskytuje relativně nejvíce jedinců, je vzdálenost do jednoho metru, kde se realizuje 25 % jedinců, tedy 75 ks. Četnosti v jednotlivých intervalech vzdálenosti jsou uvedeny v příloze 3.



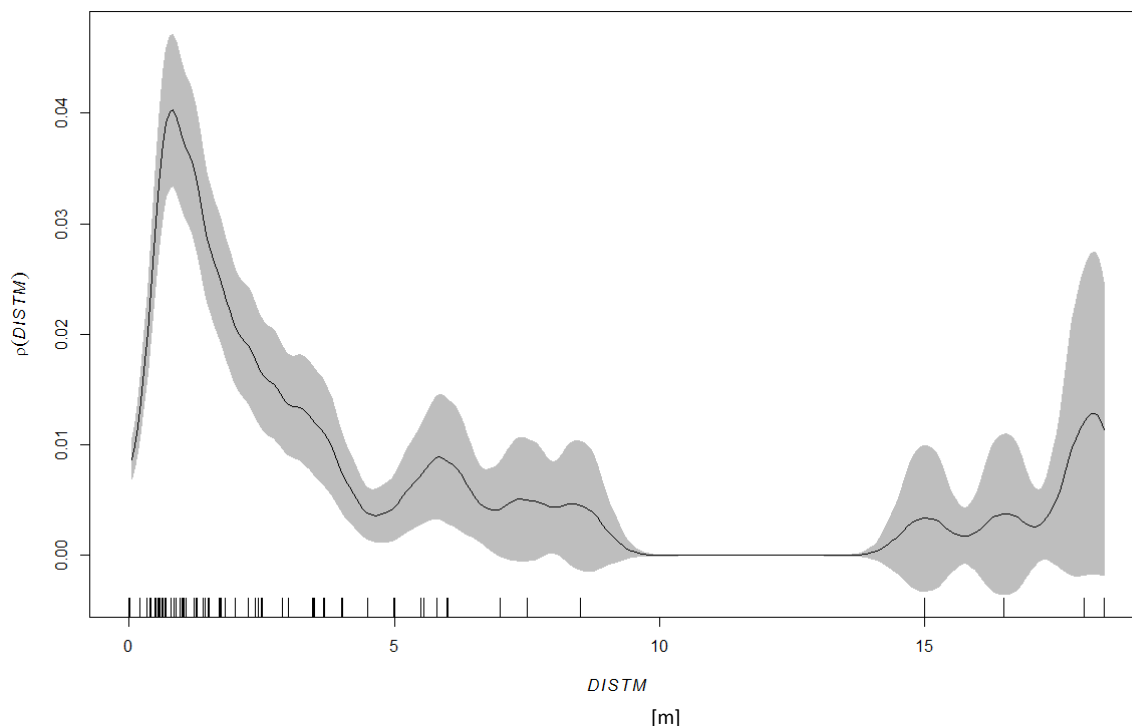
Obrázek 14 Intenzita relativní distribuce břízy bělokoré (*Betula pendula*) směrem od hranice vodní hladiny.



Obr. 15: Intenzita relativní distribuce smrku ztepilého (*Picea abies*) směrem od hranice vodní hladiny.

Naproti tomu je u olše, která se na ploše vyskytuje v počtu 228 ks, jasný trend výskytu blízko u vodní hladiny. Ačkoliv se olše kusově vyskytuje ještě ve vzdálenostech kolem

pěti metrů, její hlavní výskyt je situován do jednoho půl metru od vodní hladiny. Zároveň má nejvyšší výskyt ve vzdálenosti 0,3–0,4 metrů od vodní hladiny, zatímco smrk a bříza se vyskytují i těsně u hladiny. Do půl metru vzdálenosti včetně se realizuje celkem 34 % olší, což odpovídá 77 ks, a do vzdálenosti 0,9 metrů se jedná o 50 %, tedy 115 ks. Dále již početnost výrazně klesá. Trend je viditelný na obr. 16. Četnosti v jednotlivých intervalech vzdálenosti jsou uvedeny v příloze 4.



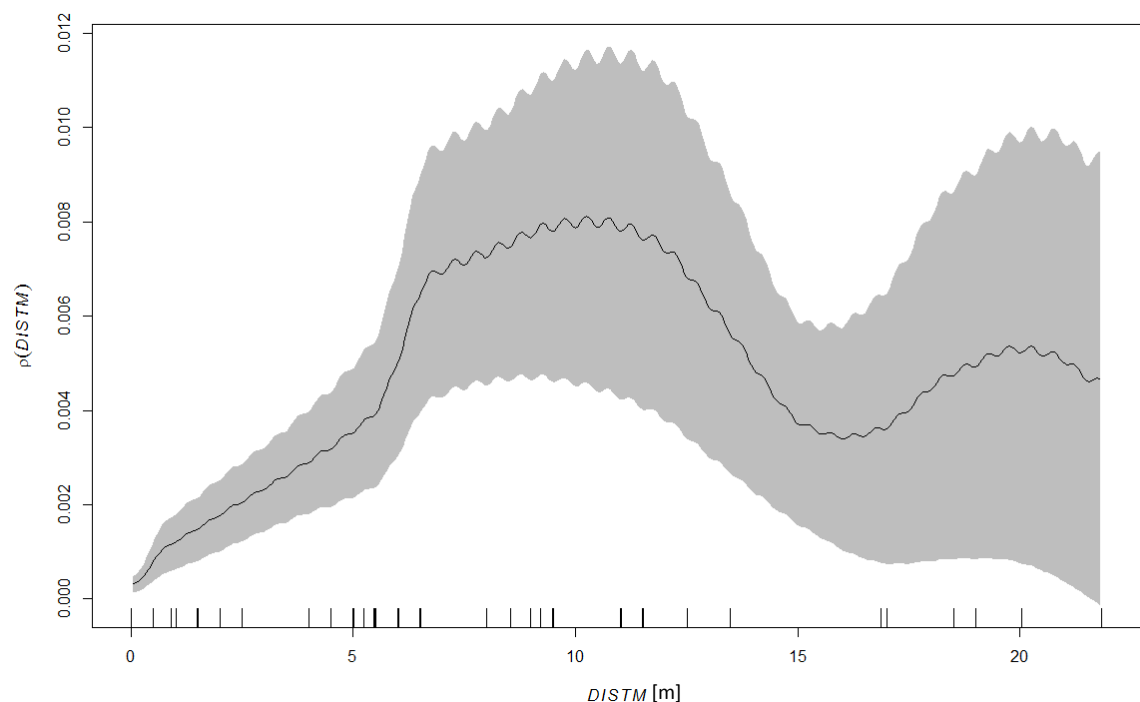
Obr. 16: Intenzita relativní distribuce olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) směrem od hranice vodní hladiny.

Posledním a nejméně početným druhem, který je však na ploše oproti jiným jednotlivě se vyskytujícím druhům pořád ještě relativně významně zastoupený, je buk. Jeho početnost dosahuje 51 ks. Jak je z grafu na obr. 17 patrné, buk se jeví indiferentní ke vzdálenosti od vodní hladiny. Soudím tak na základě četnosti v celém spektru vzdáleností. I přesto, že jeho celková početnost je nízká a i četnost v jednotlivých intervalech není vysoká, trend je patrný. Četnosti v jednotlivých intervalech vzdálenosti jsou uvedeny v příloze 5.

Zástupci taxonu vrba jsou zastoupeni pouze 24 jedinci. Pokud přehlédneme tento nízký výskyt a tedy vysokou možnost chybného úsudku, prostorová distribuce je podobná jako v případě buku. Zástupci se jeví podobně indiferentně vůči vzdálenosti od vodní

hladiny. Oproti jedincům buku je zde ten rozdíl, že se zástupci vrby nevyskytují ve větších vzdálenostech. Zatímco buk lze najít i ve vzdálenostech kolem 22 metrů, nejvzdálenější výskyt vrby je okolo 16 metrů.

Jeřáb ptačí, javor klen a líska obecná jsou druhy, které vykazují velmi podobné preference ke vzdálenosti od vodní hladiny. Podobně jako vrba či buk se vyskytují ve velmi podobných počtech napříč celým spektrem vzdáleností, avšak díky jejich malému počtu je těžké vyvodit obhajitelné závěry.



Obr. 17: Intenzita relativní distribuce buku lesního (*Fagus sylvatica*) směrem od hranice vodní hladiny.

Z předchozích obrázků vyjadřujících relativní intenzitu výskytu můžeme tvrdit, že základní hypotéza, tedy že bříza a olše se vyskytují v těsné blízkosti vodních prvků, je splněna. U olše je pak zajímavé, že se vůbec nevyskytuje ve vzdálenostech mezi 9 a 14 m. Z obr. 17 je zřejmé, že buk je sice rozprostřen v téměř všech vzdálenostech, ale preferuje vzdálenosti kolem 10 m. Intenzita smrku se zdá být indiferentní k přístupu k vodě. Je zde třeba poznamenat, že počet buků je nejnižší ze všech čtyřech testovaných druhů. Buk byl na rašeliništi zaznamenán pouze v počtu 54 jedinců.

6.4 Relativní intenzita výskytu druhů na základě převýšení reliéfu

Principiálně podobný přístup jako v předchozí kapitole můžeme použít v případě druhové preference výskytu v závislosti na převýšení reliéfu. Opět bylo výškové rozmezí rozděleno do intervalu po 10 cm. Nejnižše rostoucím stromem byla bříza v úrovni -0,781 m (viz dále). Nejvýše rostla také bříza, a to ve výšce 1,642 m. Je třeba upozornit na fakt, že zaměřené hranice jezer a odvodňovacích rýh pravděpodobně nemají stejnou výšku. Při zaměřování polygonů jezer a odvodňovacích rýh sestava Field-map nezaznamenávala informaci o výšce bodu a proto nelze určit v jakých výškách hladiny oproti dřevinám leží. Není tedy snadné určit zaručenou výškovou pozici vodní hladiny, od které by se posuzovala preference dřevin. Zároveň je hladina vody v roce značně proměnlivá.

Stromy, které byly vyřazeny při hodnocení prostorové distribuce, tentokrát z výčtu odstraněny nebyly. Opět uvádím jen základní čtyři nejpočetnější druhy, tj. břízu, smrk, olši a buk, ostatní druhy pouze komentuji.

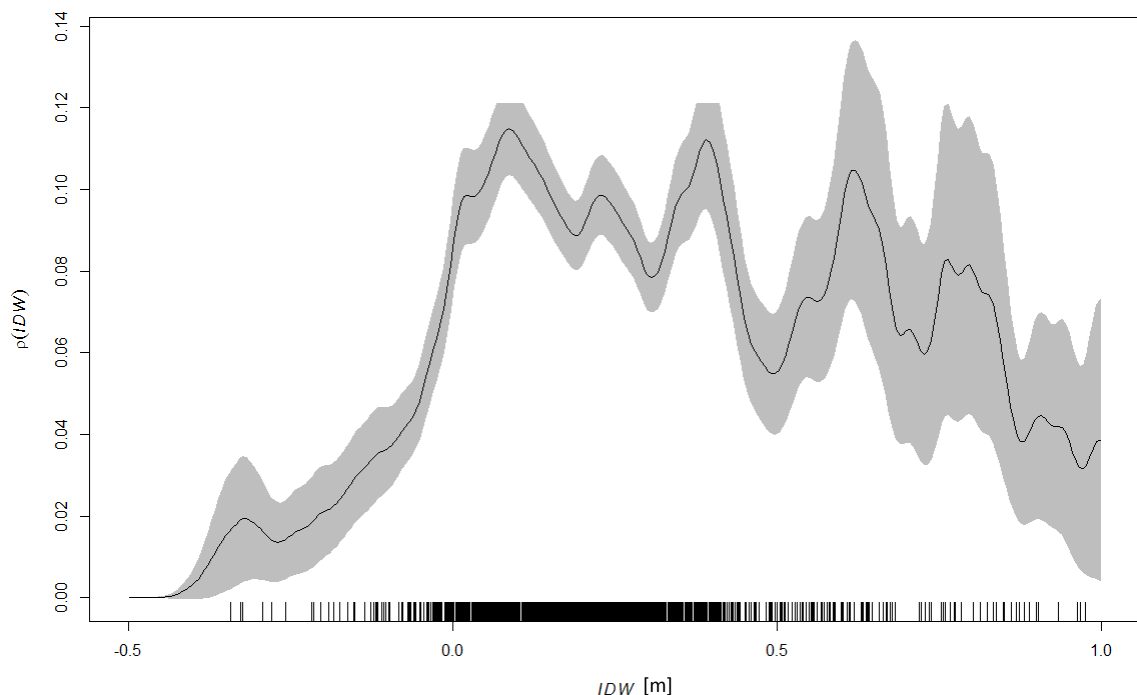
Podle vybraných bodů, které se nacházely přímo na hranici mezi jezery, případně rýhami a okolním terénem nebo v jejich těsné blízkosti, je možné konstatovat, že hladina se pohybuje přibližně ve výšce 0,1–0,15 m. Tato úroveň bude používána jako srovnávací výšková rovina.

K výškové distribuci všech druhů je třeba poznamenat, že výskyt pod domnělou úrovní vodní hladiny neznamena, že se tyto druhy skutečně pod hladinou nacházejí. Na rašeliništi existují terénní deprese, které nejsou nijak napojeny na odvodňovací systém a ani nejsou zaplavovány.

Negativní hodnoty výšky jsou dány faktem, že výškové členění je relativního charakteru. Měřené body nebyly zaznamenávány v žádném souřadném systému a polohové souřadnice i výšková souřadnice má tak pouze relativní vzájemný vztah. Extrémní negativní hodnoty náležejí stromům, které se uchytily na dně odvodňovací soustavy, případně na dně jezer. Pozitivní extrémní hodnoty pak patří stromům rostoucím na dvou pravděpodobně uměle vzniklých vyvýšených kupách na západní straně rašeliniště. Uvědomme si však, že Malá louka má vesměs plošný charakter a dvě vyvýšené kupy jsou ojedinělými záležitostmi.

Malá louka spíše připomíná typický charakter rašelinště v podobě bultů a šlenků. Porosty rašeliníku se sice rozrůstají do okolí jezer, ale vzniklé drobné „bochánky“ převyšující okolní terén jsou tvořeny převážně trsy bezkolence modrého (*Molinia caerulea*). Plocha je jinak poměrně rovná s výjimkou jižní části, která se mírně zvedá do okolního porostu a zmiňovaných dvou, pravděpodobně umělých, terénních nerovností. Jedna vyvýšenina je umístěna na severní hranici jezera č. 31 (viz příloha 11) a druhá, prostorově menší, avšak vyšší nerovnost se nachází jihozápadně od jezera č. 31.

Intenzita relativní distribuce všech stromů v závislosti na převýšení terénu je vidět na obr. 18. Z obrázku je patrné, že stromy na rašelinšti nejvíce preferují rozpětí absolutních výšek 0,0–0,4 m. Za předpokladu, že je úroveň hladiny stanovena správně, se stromy nejvíce vyskytují těsně u hladiny a pak do 30 cm výšky. Při pohledu na četnost ve výškových intervalech v příloze 6 je patrné, že největšího výskytu dosahují stromy v relativním rozmezí 0,1–0,2 m. V rozmezí 0,0–0,4 m se vyskytuje 76 % všech stromů.

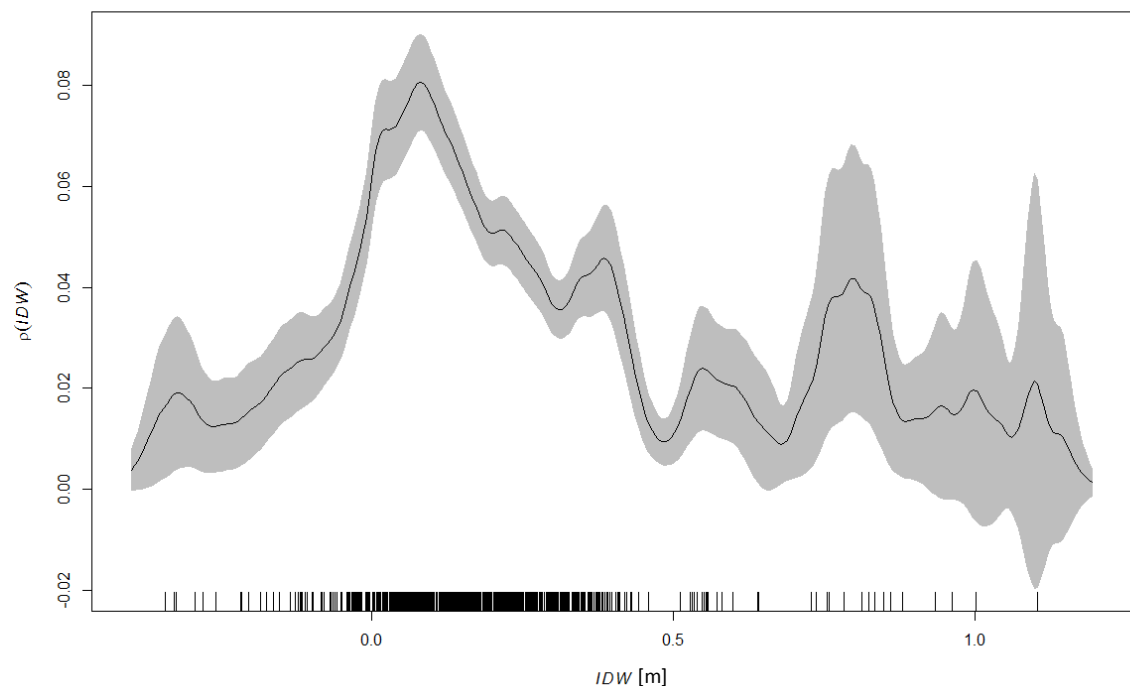


Obr. 18: Intenzita výskytu všech jedinců v závislosti na relativním převýšení.

Bříza bělokorá téměř kopíruje trend všech stromů na ploše. Nejvyšší četnost má v intervalu 0,1–0,2 m. Rozdílná je však četnost v nejbližším okolí tohoto intervalu, kdy

v rozmezí 0,0–0,3 m se vyskytuje 70 % jedinců. V rozmezí 0,0–0,4 m se jedná stále již o čtyři pětiny všech jedinců břízy, tj. 80 %. Pakliže budeme předpokládat, že vodní hladina se vyskytuje v rozpětí 0,10–0,15 m, znamená to, že v této úrovni se nachází největší podíl všech bříz, tedy 27 %. 23 % podílu se pak nachází do 10 cm pod touto úrovní a 19 % 10 cm nad touto úrovní. Výskyt bříz v závislosti na převýšení je v příloze 7.

Intenzita výškové distribuce břízy napovídá, že někteří jedinci břízy byly zaznamenány i pod domnělou úrovní hladiny vody. To může být způsobeno např., tvarem reliéfu, kdy se některé deprese nacházejí pod úrovní hladin vody v jezerech (např. v jižní části lokality). Ve vyšších partiích je výskyt spíše ojedinělý a intenzita výskytu klesá. Výskyt břízy je patrný na obr. 19.

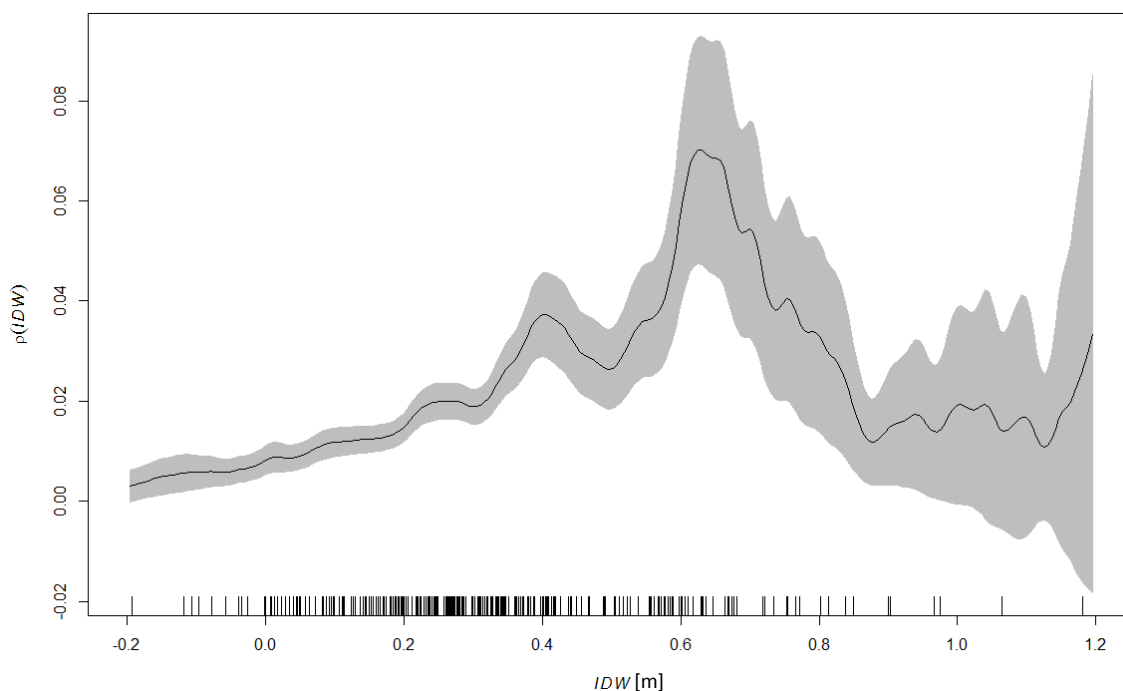


Obrázek 19: Intenzita výskytu břízy bělokoré (*Betula pendula*) v závislosti na relativním převýšení.

Na obr. 20 můžeme pozorovat výrazný rozdíl výskytu smrku oproti bříze. Na rozdíl od ní se smrk daleko častěji vyskytuje ve vyšších partiích rašeliniště. I přes to se výskyt smrku velmi často pohybuje ve výškovém rozmezí 0,1–0,7 m. Častý výskyt smrku ve vyšších partiích je pravděpodobně zapříčiněn výskytem téměř výlučně smrkového

porostu u jezera č. 31 (viz příloha 11), kde se nachází pravděpodobně uměle vytvořená terénní elevace. Podobně jako u břízy či jiných druhů, se ukazuje anomálie, kdy z grafu může vyplývat, že intenzita výskytu roste i za hranicí jednoho metru výšky. Takové stromy se sice na rašeliništi vyskytují, ale pouze v řádu jednotlivých kusů.

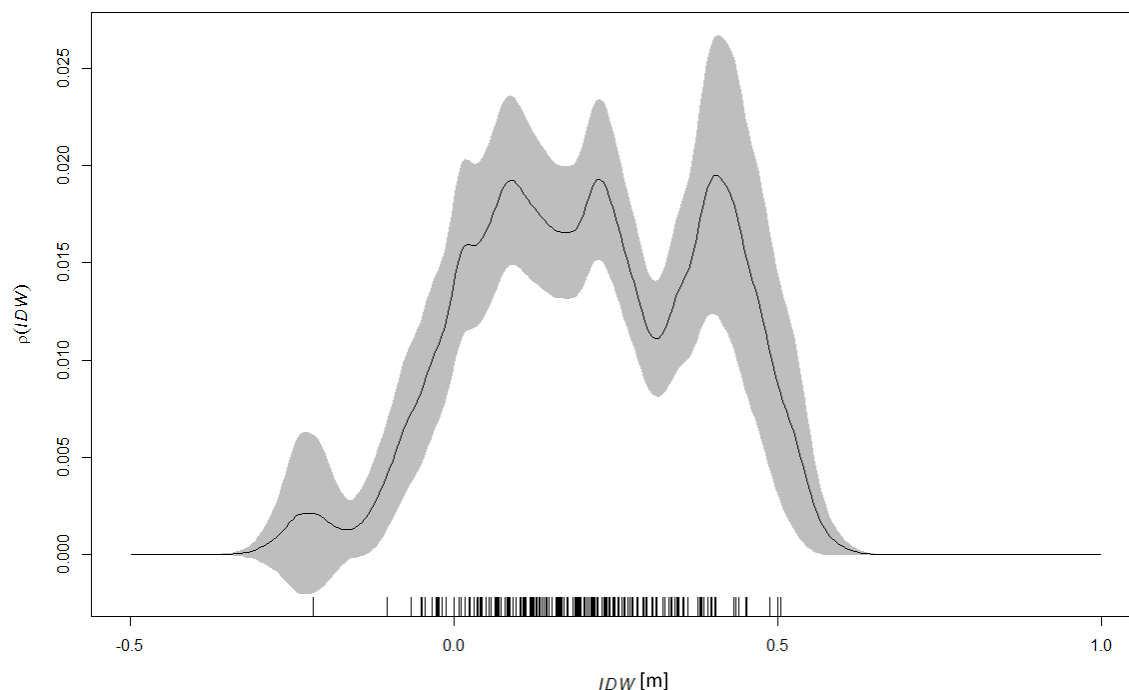
Z pohledu výškových intervalů se smrk vyskytuje výše nad vodní hladinou, přičemž nejvyšší výskyt je v rozmezí 0,3–0,4 m což odpovídá 20 % jedinců smrku. Relativně vysoká četnost je v polohách blízkých domnělé vodní hladině v rozmezí 0,1–0,15 m, kde se nachází 34 % a ve vyšších partiích lokality v rozmezí 0,4–0,7 m, kde se vyskytuje 26 % jedinců. Významný výskyt smrku je však i pod domnělou hladinou vody, kde je situováno 12 % jedinců. Výskyt pod úrovní domnělé hladiny je způsoben opět výskytem jedinců v mikrodepresích rašeliniště. Výšková distribuce smrku je vidět v příloze 8.



Obr. 20: Intenzita výskytu smrku ztepilého (*Picea abies*) v závislosti na relativním převýšení.

Olše se podle obr. 21 jako jediná ze všech druhů nevyskytuje v polohách vyšších než 0,8 m. Je početná okolo předpokládané hladiny vody v rozmezí 0,1–0,25 m. Podobně jako u břízy, i někteří jedinci olše byly pozorováni pod domnělou úrovní hladiny vody. Při uvažování výškových intervalů je výskyt olše velmi podobný výskytu břízy, kdy nejvyšší četnost je pozorována v intervalu 0,1–0,2 m v počtu 63 ks a v rozmezí 0,0–0,3 m se vyskytuje 64 % jedinců. To je jen o 5,5 % méně než u břízy. Rozdíl oproti bříze je

ve vyšší účasti v intervalu 0,4–0,5 m což je pravděpodobně cca 0,3 m nad vodní hladinou. Výskyt olše lepkavé je znázorněn v příloze 9.

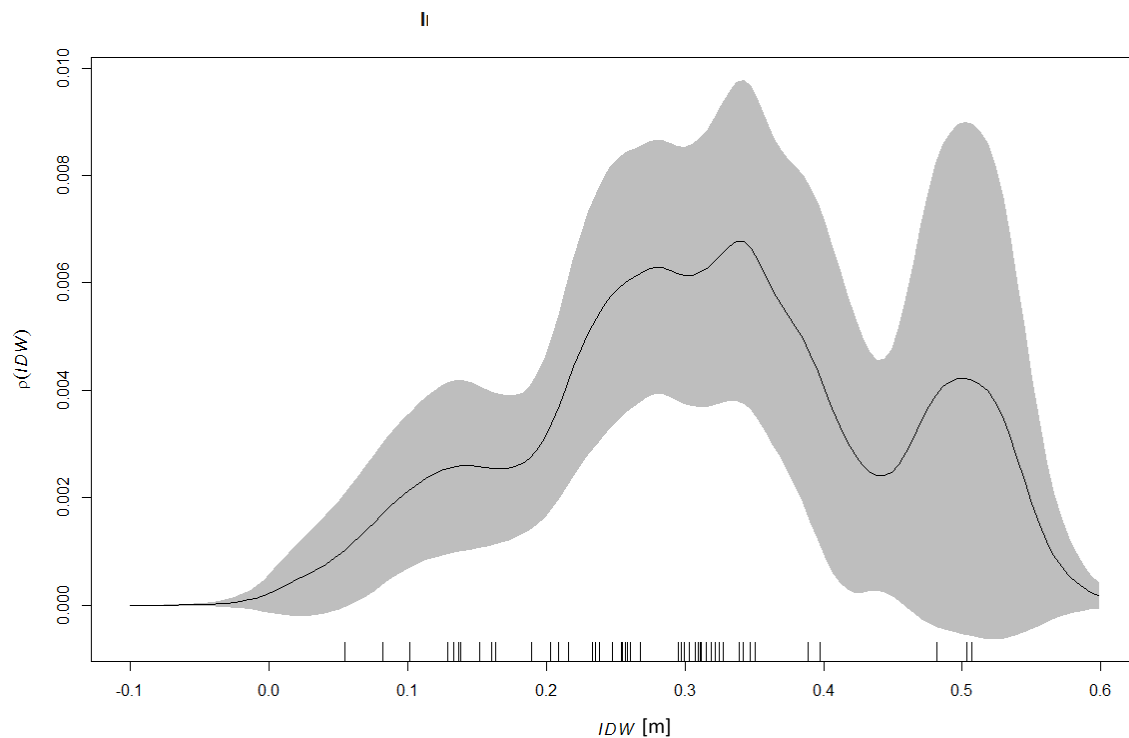


Obrázek 21: Intenzita výskytu olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) v závislosti na relativním převýšení.

Buk podle obr. 22 preferuje výskyt 20 cm nad vodní hladinou, ale vyskytuje se i pod touto úrovní. Z pohledu četnosti ve výškových intervalech je preference buku podobná výskytu smrku. Zde však pouze v ohledu nejvyšší četnosti, kdy nejvyšší výskyt je posunut do intervalu 0,3–0,2 m, kde se vyskytuje 32 % jedinců. Oproti smrku je to nárůst o cca 12 %. V rozmezí 0,1–0,3 m se realizuje 41 %. To je oproti smrku nárůst o cca 7 %. Oproti smrku je značný pokles ve vyšších partiích, výše od intervalu 0,4–0,5 s tím, že se zde vyskytuje 18 % jedinců oproti smrku, který má v tomto rozmezí umístěno 33 % jedinců. Na rozdíl od smrku má ale buk v tomto rozmezí poměrně vyrovnaný výskyt. Výškovou preferenci buku uvádí příloha 10.

Výskyt taxonu vrby je podobný jako u břízy a olše, kdy se nejvyšší počet jedinců soustřeďuje do intervalu 0,1–0,2 m, tedy v úrovni domnělé vodní hladiny. Relativně vysoký podíl je i v následujícím intervalu 0,2–0,3 m. V rozmezí předchozích intervalů se nachází 52 % jedinců. Zastoupení taxonu vrby je však nízké a vyvozování závěrů tedy

ošidné. Líska obecná a javor klen mají nejvyšší výskyt v intervalu 0,2–0,3 m, u lísky je však v této úrovni asi o 10 % více jedinců.



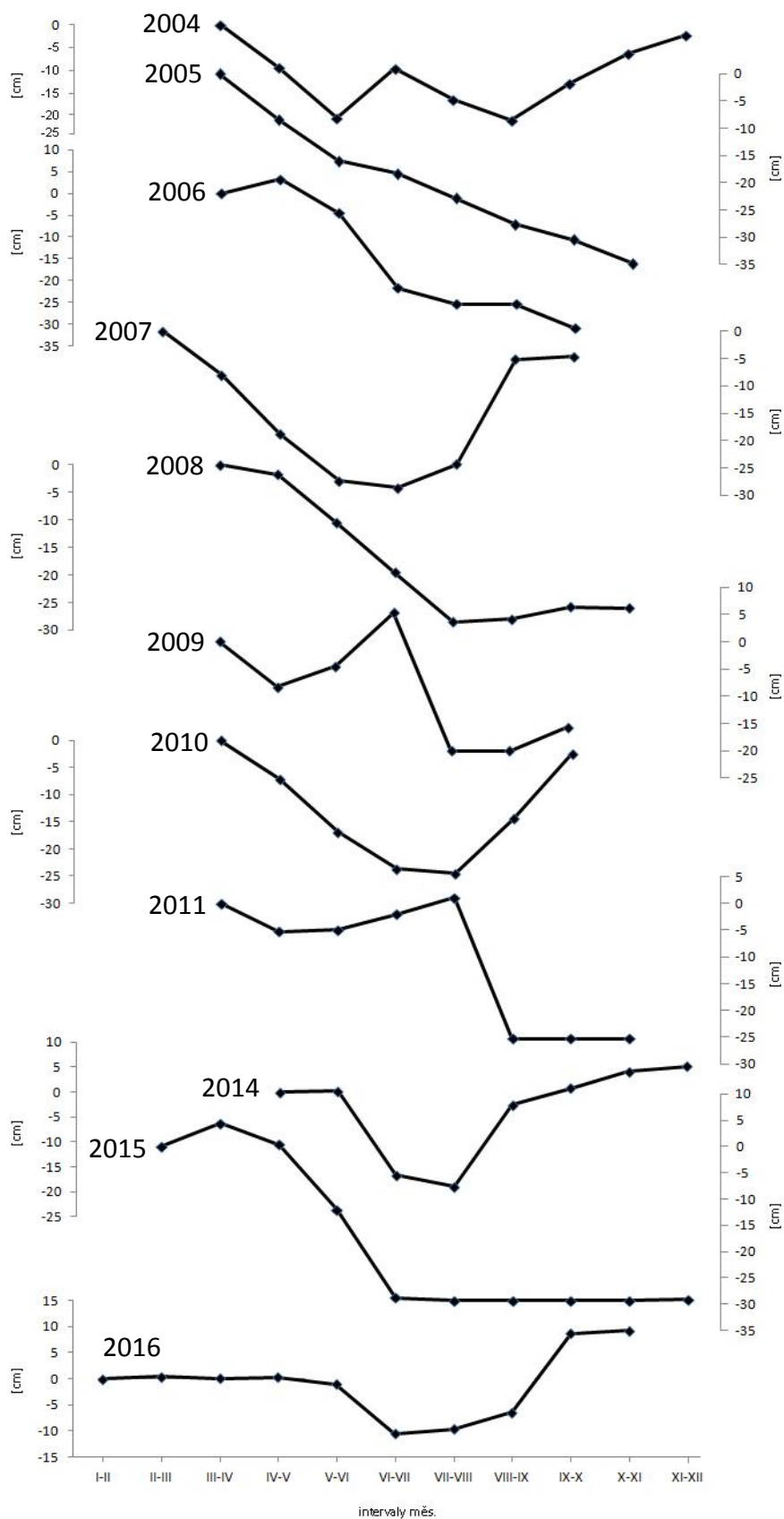
Obrázek 22: Intenzita výskytu buku lesního (*Fagus sylvatica*) v závislosti na relativním převýšení.

6.3 Průběh hladin

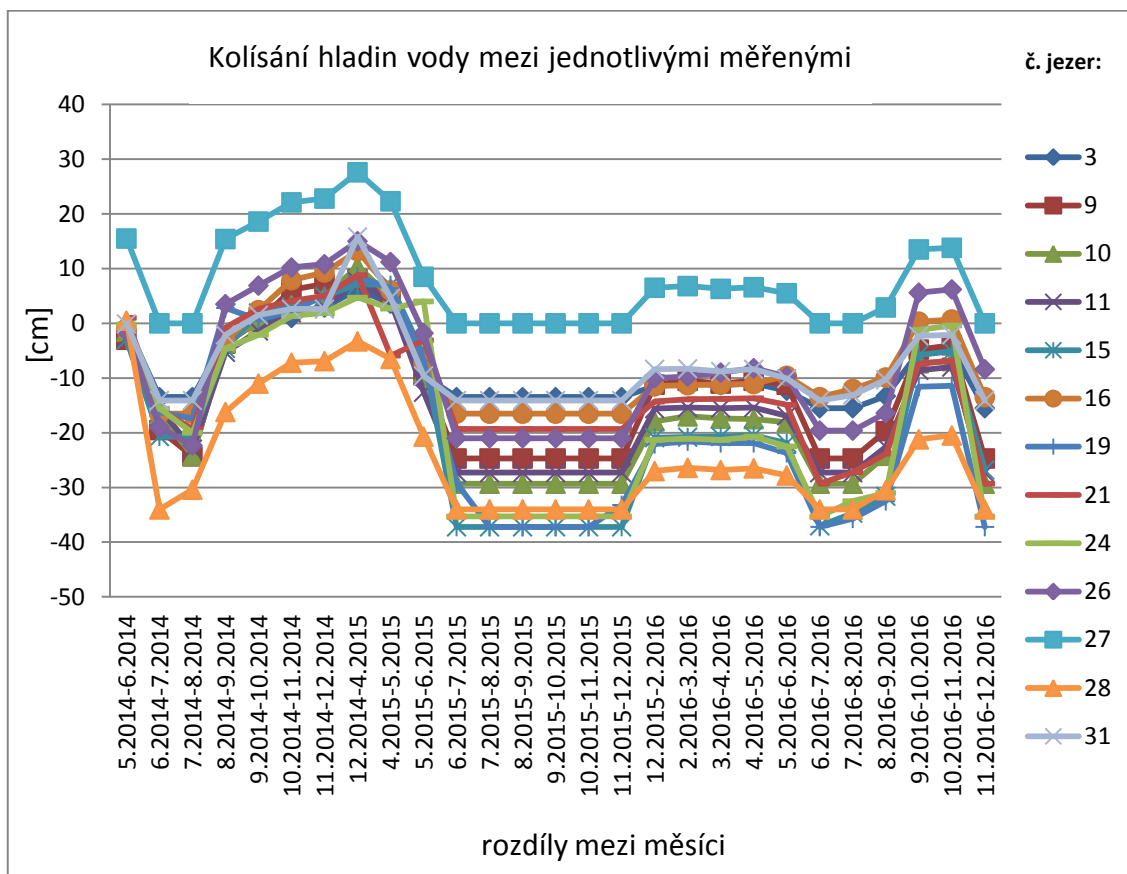
Na obr. 23 můžeme vidět srovnání průběhu hladin mezi měsíci v roce a mezi roky navzájem, a to v období let 2004–2011 (tedy před revitalizačním zásahem) a 2014–2016 (po revitalizačním zásahu). Graf nevyjadřuje skutečnou výšku hladiny, ale pokles nebo nárůst v průběhu roku. Z průběhu hladin můžeme konstatovat, že běžné sezónní dynamice hladin odpovídá její maximální úroveň v jarních měsících, následovaná poklesem hladiny v létě a opětovným vzestupem hladiny na podzim. Roky 2005 a 2006 byly mimořádně suché, protože v podzimních měsících nedošlo k jinak obvyklému zvýšení hladin. Podobně jsou na tom i roky 2008 a 2011, u nichž sice došlo k nárůstu hladin od srpna až září, ale tento nárůst byl minimální. Roky 2007 a 2010 vykazují standardní sezónní dynamiku, rok 2004 je pak zajímavý nárůstem hladin v plném létě. V letech 2014 a 2015 dochází k dramatickému poklesu hladiny vody již od jarních měsíců. V roce 2016 k poklesu dochází až mezi červencem a srpnem. Tento

pokles je jen pokračováním trendu z roku 2015, kdy byly zaznamenávány vysoké teploty a nízké úhrny srážek (viz např. archiv počasí na www.in-pocasi.cz, Daňhelka a kol., 2015). V průběhu celého měřeného období však můžeme pozorovat podobný trend poklesu v letních teplejších měsících a nárůstu v podzimním období. Výjimkou jsou výše zmíněné.

Graf na obr. 24 ukazuje dynamiku změn hladin v rámci jednotlivých měření na rašeliništi. V grafu můžeme pozorovat typickou sezónní dynamiku charakteristickou jarními a podzimními nárůsty hladin a jejich poklesy v letním období. Kromě toho lze říct, že v jednotlivých jezerech hladiny klesaly a rostly téměř závisle na sobě, ačkoliv jsou zde drobné odchylky. Nejvýraznější změnou se jeví nárůst hladiny vody v jezeře č. 24 a č. 21 (viz příloha 11) mezi květnem a červnem 2015, kdy ve stejném období hladiny v ostatních jezerech klesaly. Navíc měření v jezeře č. 27 ukazuje, že mezi květnem a červnem roku 2014 došlo k nárůstu hladiny, zatímco hladiny v ostatních jezerech v tomto období již klesaly. Mapu znázorňující pozice měření hladin zobrazuje příloha 11.



Obr. 23: Srovnávací graf průběhu hladin mezi měsíci v roce a mezi roky 2004–2011 a 2014–2016. Stupnice poklesu a nárůstu se vztahuje ke každému svému grafu. Horní graf odpovídá roku 2004 a stupnice je vlevo, následující rok 2005 má stupnici vpravo, nejspodnější graf je pro rok 2016.



Obr. 24: Kolísání hladin ve vybraných jezerech (měřících stanovištích) pro období 2014–2016

7. Diskuze

7.1 Objem dřevní hmoty

Ačkoliv byla v práci snaha o zpřesnění a zlepšení metodiky pro odhad objemu, nepodařilo se najít spolehlivou metodu. Regresní vztah mezi objemem a průměrem na pařezu u olše byl značně nízký. Slabiny stanovené metodiky se projeví až při terénním měření, kdy se ukázalo nemožné, díky reliéfu rašeliniště, najít vhodné místo pro změření tloušťky stromů a pařezů ve vypočtené průměrné výšce 27 cm. Přestože jsme se snažili nerovnosti terénu u paty kmene eliminovat stanovením střední hodnoty (jako poloviny rozdílu mezi nejvýše a nejnižší ležícím bodem paty kmene), od které se potom odměřovala průměrná výška pařezů, domnívám se, že i tak je odměření střední výšky pařezů pořád ještě zatíženo značnou chybou. Dalším faktorem byl i netypický růst stromů břízy a olše. Bříza byla často silně nahnutá, či dokonce ležící, a ještě častěji byl její kmen ohnutý. Domnívám se tedy, že měřené výšky těchto jedinců ve výsledku neodpovídaly skutečnosti. Habitus olší při terénním měření nevykazoval známky poškození. Při stanovování regresního vztahu a koeficientu spolehlivosti se však ukázalo, že mnohé z domnělých stromů bez poškození, měly pravděpodobně ulomený vrchol. Nízký korelační koeficient byl způsoben nízkým počtem jedinců a odstranění poškozených jedinců nebylo možné, protože již tak olše měla velmi málo jedinců, u kterých byl zjištěn ekvivalent v objemových tabulkách a další redukcí by tedy nebylo z čeho korelační vztah stanovovat.

Vypovídající hodnota odhadu objemu je tedy limitována několika nepříznivými faktory. Přesto však výsledek odhadu objemu u břízy bělokoré (*Betula pendula*) navzdory jejím deformacím v důsledku provedeného těžebního zásahu (náklon kmene, prohnutí kmene atp.) dopadl ze všech hodnocených druhů nejlépe. U smrku ztepilého (*Picea abies*), buku lesního (*Fagus sylvatica*) a případně i olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) však dostáváme horší výsledky. Rozdíly odhadů objemů mezi různými odhadními metodami uvádí shrnující tab. 7.

Tab. 7: Rozdíl zásob pomocí odlišných metod odhadu

	Bříza	Smrk	Buk
Odhad vytěženého objemu, varianta 1 [m ³]	69,05	74,99	3,42
Odhad vytěženého objemu, varianta 2 [m ³]	83,60	52,25	1,44
Rozdíl objemů mezi variantou 1 a 2	+14,55	-22,74	-1,98
Průměrná tloušťka stromů ve výšce 27 cm nad podkladem [mm]	199	451	134
Průměrná tloušťka pařezů ve výšce 27 cm nad podkladem [mm]	217	357	187

Porovnáním výkazu vytěženého březového dříví (podle číselníku dlouhého a rovného dříví z Lesní správy Velký Újezd) s odhady objemů břízy vychází, že u břízy by mohl lépe vycházet objem hmoty odvozený z varianty 1. Zde je rozdíl mezi vykázaným objemem a součinným objemem 0,06 %. Rozdíl objemu smrku stanovený variantou 1 je oproti číselníku až 9,3násobný. V případě varianty 2 se jedná o rozdíl až 6,5násobný. Vystává tedy otázka, zda byly všechny smrky odstraněné v době zásahu uvedeny v číselníku. Z výskytu vysokého počtu rozměrných pařezů uvnitř rašeliniště se domnívám, že v číselníku nebyly uváděny všechny kmeny smrku, které byly skutečně z rašeliniště odvezeny.

Rozdíl mezi objemy buku stanovenými pomocí varianty 1 a varianty 2 je 2,4násobný. Z výše uvedeného lze konstatovat, že neznáme vhodnou metodu pro stanovení zpřesněného odhadu objemu. Objemy stanovené variantou 1 se výrazně odlišují od objemů stanovených variantou 2. Kdybychom přesto uvažovali, že objem břízy před těžbou v roce 2014 byl rovný cca 92 m³ dřeva (23,15 m³ stojících stromů + 69,05 m³ před revitalizačním zásahem), objem smrku cca 188 m³ dřeva (136,02 m³ stojících stromů + 52,25 m³ před revitalizačním zásahem) a objem buku cca 4 m³ dřeva (2,57 m³ stojících stromů + 1,44 m³ před revitalizačním zásahem), pak bychom mohli konstatovat, s přihlédnutím k nezapočítání olše a jiných jednotlivě se vyskytujících druhů, že objem dřeva na rašeliništi Malá louka dosahoval cca 284 m³ dřeva před těžbou. V přepočtu na hektar zásoba dřeva činila před těžbou 175,3 m³, což odpovídá

cca 68 % průměrné lesní zásoby dřeva na lesních pozemcích v ČR v roce 2015, která dosahuje hodnoty 259,6 m³/ha lesní půdy (Riedl a kol., 2015).

Lze tedy vyvozovat, že ze zásoby dřeva před zásahem zůstalo na rašeliništi přibližně 25 % dřeva břízy. U smrku se jeví jako pravděpodobnější varianta odhad stanovený 2. variantou výpočtu, protože objem je blíže objemu uvedeného v číselníku VLS, s.p. U něj zůstalo po zásahu přibližně 72 %. Buk nebyl v číselníku uveden, a proto neuvádím podíl dřeva po zásahu. Jelikož nebylo možné získat odhad objemu dřeva olše před zásahem, neuvádím ji. Zde je vhodné se zamyslet, zda objem smrku, který zde prezentuji, představuje stav na rašeliništi. Je třeba si uvědomit, že při zaměřování poloh jedinců byla brána v potaz hranice rašeliniště, daná hraničními stromy s pruhovým značením vymezujícím hranici porostů. Tyto stromy jsou umístěny na okraji rašeliniště, často však již v prostoru sousedního výhradně smrkového porostu. Je tedy otázkou, zda tyto stromy do zásoby počítat. Selekcí těchto stromů bychom na vlastním rašeliništi vymezeném ekotopově měli pouze 76 stromů smrků o objemu 46,7 m³. 54 kusů, které se dle mého názoru na rašeliništi nacházejí pouze z právního hlediska (vymezení v katastru nemovitostí jako ostatní plochy a nejedná se o porostní půdu), tvoří podstatnou část původního odhadu zásoby. Protože tyto stromy rostou na okraji mimo rašelinné půdy, vzhledem k vymezení lokality rašeliniště tak smrky dosahují na celém území vyšších objemů, než kterého dosahují pouze na stanovišti rašelin (rašelinných půdách). Tyto stromy na okraji totiž reprezentují 89,3 m³ dřeva. Pokud bychom uvažovali jen smrky uvnitř rašeliniště, odhad zásoby dřeva odstraněného revitalizačním zásahem by byl 67,6 m³ dřeva. Bříza a olše se na okraji v suchých stanovištních podmínkách nevyskytovaly. Podle odhadu vytěženého dřeva se zdá, že byl revitalizační zásah vedený výhradně proti bříze.

Hodnoty průměrů pařezů a stromů uvedené v tab. 7 poukazují na zajímavý jev. Podle změřených průměrů pařezů a stromů lze usuzovat, že při revitalizačním zásahu byly přednostně těženy silnější stromy břízy, případně buku, a naopak u smrku byly ponechány stromy mohutnější. Podle Stark a kol. (2013) stromy v hustě zapojeném porostu vynakládají značnou část energie na výškový růst a omezují růst kmene v radiálním směru. To vede k přeštíhlení kmenů a jejich nestabilitě v otevřeném prostoru. Domnívám se, že k tomuto jevu došlo na rašeliništi Malá louka. Před

revitalizačním zásahem v roce 2014, byl smíšený porost na rašeliništi relativně zapojený, i když i tak díky velkému jezeru č. 31 (viz příloha 11) oproti běžnému lesu řídký, a stromy se svými korunami navzájem podpíraly. To ilustruje obr. v příloze 12, kde je vidět, že kmeny bříz mají víceméně svislý vzrůst, ačkoliv i před zásahem se na rašeliništi vyskytovaly silně nakloněné břízy. Po zásahu se pak díky přeštíhlení břízy začaly naklánět. Odklon od svislé roviny byl postupný, z počátku málo pozorovatelný, v roce 2017 se však díky značnému náklonu začaly vylamovat vrchní partie kmenů, jak je viditelné příloze 13. Je tedy otázkou, zda odstranění silnějších kmenů břízy byl záměr a počítalo se s tím, že společenstvo břízy v následujících letech samo odumře díky výše uvedenému principu, anebo se jednalo jen o nešťastnou náhodu. S ohledem na ponechaný objemu smrku a břízy lze konstatovat, že i kdybychom počítali s objemem smrku zahrnujícím všechny stromy uvnitř pomyslného polygonu hraničních stromů, a tedy že by byl zásah veden spíše proti smrku, z hlediska habitu a vitality břízy se zdá, že zásah byl veden spíše proti bříze, která není schopna rozvolněné prostorové podmínky v současné době ustát.

7.2 Rozmístění dřevin

Ačkoliv při zaměřování sestavou Fieldmap nebyly zaměřovány pozice semenáčků, po prostudování grafického výstupu s pozicemi stromů, pařezů a pahýlů v příloze 15 můžeme konstatovat, že bříza vykazuje známky výskytu mladších jedinců okolo jedinců silnějších, přeneseně mateřských stromů. Podobné chování můžeme pozorovat i u olše. U smrku však k soustředování mladých jedinců okolo větších stromů nedochází. Pokud se podíváme na distribuci druhů po ploše v určité vzdálenosti od hranice jezer a odvodňovacích rýh, můžeme konstatovat, že bříza a olše se vyskytuje nejčastěji ve vzdálenostech do 3 metrů a ve větších vzdálenostech se již vyskytuje jen málo jedinců. Naopak smrk má ve větších vzdálenostech větší zastoupení. Buk dokonce vykazuje indiferenci vůči vzdálenosti od vodní hladiny. Můžeme zde předjímat, že k tomuto úkazu došlo pravděpodobně proto, že semena břízy a olše jsou velmi lehká (1000 ks semen břízy váží 0,15 g, olše 1,2 g; ČZU 2016) a jejich uchycení tak může být negativně ovlivněno například souvislým travním pokryvem. Je totiž potřebné si uvědomit, že revitalizační zásah byl proveden ve společenstvu ovlivněném těžbou

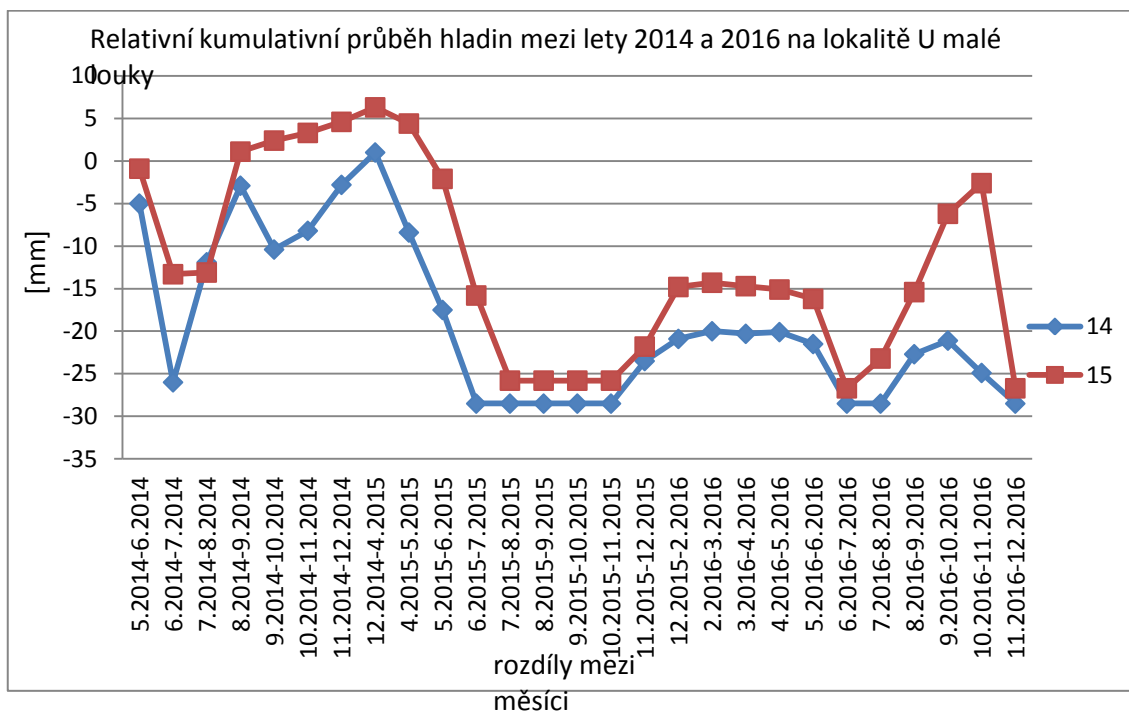
rašeliny, případně ve společenstvu vzniklém po ukončení její těžby. Při těžbě a při budování odvodňovacího systému pak byl pravděpodobně substrát vyhrnován k okrajům a tím mohly být zlepšovány podmínky pro uchycení břízy a olše na obnažovaném půdním povrchu. Bližší výskyt olše u vodních ploch a odvodňovacích kanálů je pak pravděpodobně zapříčiněn jejími ekologickými nároky. Olše podle Úradníčka (2009) preferuje vlhkou půdu. Semena smrku jsou na rozdíl od výše zmiňovaných dřevin těžší (1000 ks semen váží 8,8 g; ČZU 2016) a mohou tak snadněji pronikat skrz travnatý pokryv. Takto se tedy mohou dostávat do vzdálenějších a také zarostenějších míst a zde se i uchycovat. Podle Úradníčka (2009) smrk snáší i nadměrnou vlhkost. Dokazuje to také jeho výskyt na lokalitě, kdy není výjimkou, že se vyskytuje i v odvodňovacích rýhách. Vzhledem k nižší početnosti smrku na ploše rašeliniště můžeme uvažovat, že jeho semena pocházejí z okolního smrkového porostu. Buk má ze všech zmiňovaných dřevin semena nejtěžší (1000 ks semen váží 234 g; ČZU 2016), a proto se tato uchycují kdekoliv, kde jsou v daný okamžik vhodné podmínky. Díky váze jednotlivého semena nemůžeme uvažovat přenos semen větrem, ale podle Úradníčka (2009) mají bukvice oříškovitou chuť a jsou tak často přenášeny hlodavci a ptáky. Jeho nepočtený výskyt jen potvrzuje, že podmínky rašeliniště nesnáší dobře (Úradníček, 2009).

Z analýzy prostorové distribuce dřevin na rašeliništi vyplývá, že se v okrajových partiích rašeliniště mnoho dřevin nevyskytuje. To je pravděpodobně způsobeno skutečností, že je v těchto místech snižena dostupnost půdní vody, jak ve vegetační době, tak i v zimním období. Tato dedukce je v rozporu s běžnou představou (Chmelař, 1983, Chmelař, 1990, Úradníček, 2009 ad.) o ekologických nárocích většiny druhů dřevin, které, vyjma například olše lepkavé (*Alnus glutinosa*), která docela dobře snáší zamokření, mají vitální růst v nezamokřených polohách. Například smrk ztepilý (*Picea abies*) je díky svému povrchovému kořenovému systému náročný na půdní vlhkost (Úradníček, 2009). Zajímavé je, že se v jiho-západní části rašeliniště se nevyskytuje v hojné míře bříza tak, jako je tomu v centrální části. Vystává tedy otázka, zda bříza, jakkoliv není vitální za zvýšené půdní vlhkosti, nedává přednost vlhčím partiím. Toto tvrzení podporuje pohled na zastoupení druhů ve zmiňované partii v příloze 14, kde se ukazuje, že na většině plochy této části rašeliniště se vyskytuje smrk s příměsí lísky

na okraji porostu. Pouze skupinkovitě se zde nachází bříza a jedná se též o jediné místo na rašeliništi, kde se vyskytuje javor klen. Bříza se dále vyskytuje v podstatě jen v centrální části, kde je dominantním druhem, částečně také v centrálně-západní části, kde se vyskytuje jako příměs vrbového porostu. Možnými příčinami, proč se téměř bříza nevyskytuje v okajových partiích může být například skutečnost, že bříza a olše se zmlazují na obnaženém půdním povrchu, který v okrajích chybí. Nebo také skutečnost, že okraje jsou díky bočnímu stínu smrku zastíněnější, takže druhy mají méně světla ke svému růstu (neplatí pro severní okraj lokality).

7.3 Pohyb hladin

Z výsledků pohybu hladin lze konstatovat, že až na výjimku jezera č. 27 je dynamika hladin vody po celém rašeliništi podobná. U jezera č. 27 se pak projevuje jistá odchylka, která naznačuje, že by snad tato severovýchodní část rašeliniště mohla mít skladbu podkladu odlišnou, než jaká se vyskytuje mezi ostatními jezery. Ve srovnání s jezery vybudovanými při revitalizačním zásahu na lokalitě U malé louky, tedy mimo zájmové území (viz obr. 25), lze říct, že jakkoliv je současný stav rašeliniště pozměněn dlouhým vysušováním porostem a odvodňovací soustavou, stále vykazuje podobnou hydrologii typických rašelinišť (Schlotzhauer, Price, 1999). Z grafu na obr. 25 je totiž patrné, že na lokalitě U malé louky sice taktéž dochází k sezónní dynamice poklesu hladin v letním období a nárůstu v období podzimním a jarním, rozdíly mezi jezery jsou však daleko významnější. Například u měření č. 14 na lokalitě U Malé louky (lokalita U Malé louky nebyl Fieldmapem zaměřována) docházelo k výraznému poklesu hladiny v období června až července 2014, následnému zpětnému nárůstu v období července až srpna 2014 a opětovnému poklesu mezi zářím a říjnem 2014. Naopak u měření č. 15 na lokalitě U Malé louky docházelo od srpna až do zimy k setrvalému nárůstu hladin. Výrazné rozdíly se ukazují i v období srpna až listopadu 2016. Rok 2015, především pak letní období, vykazuje u obou měření podobné výsledky, pravděpodobně díky velmi teplému a srážkově podprůměrnému počasí.



Obr. 25: Porovnání dynamiky hladin mezi jezery na lokalitě U malé louky

Bříza má vysokou tendenci výskytu v těsné blízkosti hladiny vody, tedy na půdách s nadbytkem půdní vlhkosti. Tuto tendenci projevuje i olše, která se téměř výhradně vyskytuje ve východní části rašeliniště. Dominantním druhem je u jezer č. 27, 28, 29 a 30 (viz příloha 11) a vyskytuje se jako malá enkláva v blízkosti odvodňovacích rýh odvodňujících jezera č. 27 a 28 (viz příloha 11), v centrálně-j jižní části. Smrk se také vyskytuje v těsné blízkosti předpokládané úrovně hladiny vody, ale s podstatně nižší abundancí. Výrazně se takto projevuje na východním okraji rašeliniště u nejkrajnější odvodňovací rýhy.

Výskyt dřevin pod uvažovanou úrovní hladiny vody může být způsoben reliéfem rašeliniště, kdy v mikrodepresích oddělených od odvodňovací soustavy a jezer se nevyskytuje stálá hladina vody. Některé dřeviny vyrůstající na březích jezer a odvodňovacích kanálů pak také mohou být v určitém ročním období krátkodobě zaplaveny v důsledku kolísání hladiny vody. Fakt, že se na rašeliništi vyskytuje smrk i v nižších partiích může být dán tím, že se vyskytuje na dně okrajových odvodňovacích rýh, které již pozbyly svou funkci, nebo jsou zaplavovány minimálně. Nejkratší rýha, u které se vyskytuje smrk, však podlehla v průběhu let od ukončení těžby rašeliny

zazemnění, a v současné době již neplní svoji funkci. Je mělká a voda se v ní ani ve srážkově příznivém období nevyskytuje.

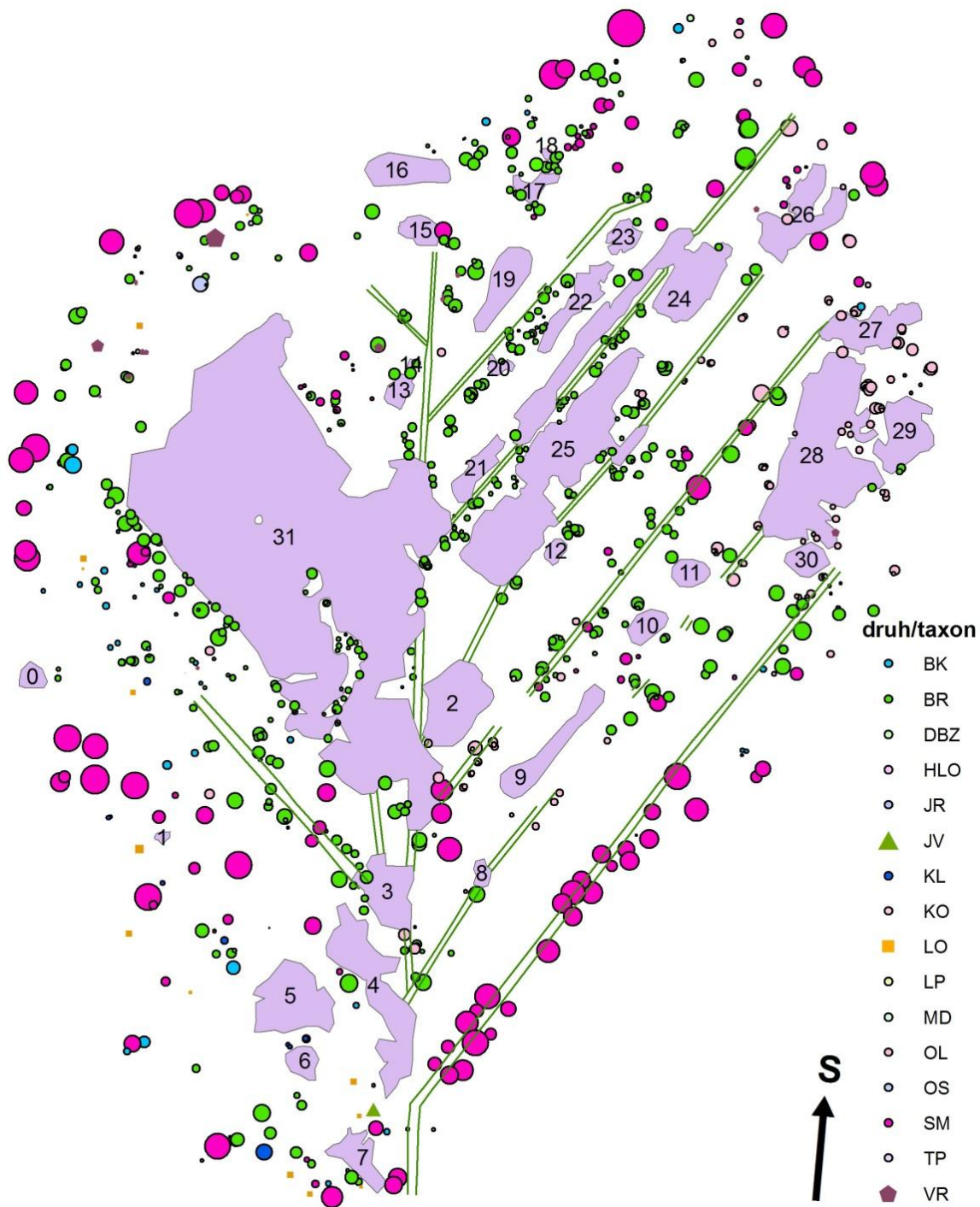
Na obr. 11 a 12 v kapitole 6.1 můžeme pozorovat, že u stromů na rašeliništi pravděpodobně dochází k autokorelaci, z počátku pozitivní, po většinu vzdálenosti se však body podle grafů odpuzují. Protože nebylo možné vytvořit Monte Carlo obálky, nevíme, s jakou určitostí k autokorelaci dochází.

Kreutz a kol. (2015) uvádějí, že semenáčky smrku a břízy se shlukovaly okolo mateřského stromu, což může být jedno z vysvětlení pro vypořádanou autokorelaci výskytu druhů na rašeliništi. U břízy a olše k tomuto jevu dochází, zatímco u smrku ne. Obr. 26 ukazuje rozmístění dřevin po ploše a vodní soustavu, kde je možné vidět menší jedince břízy a olše okolo vyskytujících se v blízkosti větších jedinců těchto druhů. Ačkoliv při zaměřování sestavou Fieldmap nebyly zaměřovány pozice semenáčků, po prostudování grafického výstupu pozice stromů, pařezů a pahýlů v příloze 15 můžeme konstatovat, že bříza skutečně vykazuje známky shlukování mladších jedinců okolo jedinců silnějších, přeneseně mateřských stromů. Podobné můžeme pozorovat i u olše. U smrku však ke shlukování nedochází.

Z výsledků můžeme vyvodit, že v cílech stanovená hypotéza byla porovnáním intenzitních funkcí rhohat pro jednotlivé druhy z větší části potvrzena. Hypotéza totiž předpokládala vyšší výskyt břízy a olše v těsné blízkosti vodních hladin jezer a odvodňovací soustavy, výskyt smrku nezávisle na přístupnosti k vodě a výskyt buku spíše dále od hladiny vody díky jeho středním vláhovým nárokům. Právě buk se tomuto předpokladu vymyká, protože jak je patrné z obr. 26, buk se vyskytuje relativně blízko vodním hladinám. Z analýzy funkcí rhohat je také patrné, že buk se vyskytuje v celé škále vzdáleností. Je zde opět ale třeba připomenout, že počet jedinců buku na lokalitě byl velmi nízký, vyskytoval se zde pouze v počtu 54 ks. Chmelař (1990) říká, že buk má značné nároky na provdzušnost půdy a vyhledává půdy kypré, kde dobře zakořeňuje. Díky nízkému výskytu však tuto skutečnost nemůžeme použít k úvaze, zda se v místech výskytu buku u odvodňovacích kanálů vyskytuje dnes již mineralizovaný podklad namísto vodou nasycené rašeliny. To však vzhledem k zaměření diplomové práce není možné potvrdit ani vyvrátit.

7.4 Návrh managementu

Zásady managementu posuzují z více úhlů. Oproti zásadám uvedeným v bakalářské práci (Keller, 2015), zvažují, zda by nebylo vhodnější ponechat rašeliniště samovolnému vývoji. Malá louka v dnešní podobě již není rašeliniště ve své podstatě, jelikož po většinu část roku je v lokalitě nedostatek vody, a spíše než k rašelinným procesům dochází k mineralizaci. Přesto ale se jedná o ojedinělé společenstvo v širokém okolí a relativně dlouhý samovolný vývoj (od poslední těžby rašeliny uběhlo cca 60 let) znamenal přirozený vývoj společenstva. Revitalizačním zásahem v roce 2014 byla do značné míry ovlivněna skladba dřevin z hlediska kruhové výčetní základny. Zastoupení břízy pokleslo o 42 %, olše pak o 57 %. Naopak zastoupení smrku vzrostlo o 35 % a buku o 10 %. Ostatní druhy již nejsou tak významně zastoupeny a jejich rozdíly před a po zásahu nejsou tak dramatické. Pouze u taxonu vrby došlo k navýšení o 43 % a u lísky k navýšení o 72 %. Představu o rozdílech v zastoupení si můžeme udělat z tab. 8, která uvádí procentní zastoupení druhů/taxonu z hlediska jejich nepravé kruhové základny. Z pohledu objemu poklesl podíl břízy o téměř 75 %, podíl smrku poklesl o 39 % a buku o 64 %.



Obr. 26: Výskyt dřevin na rašelinšti podle druhů s vyobrazenou a očíslovanou soustavou jezer.

Tab. 8: Procentické zastoupení druhů (taxonů) z hlediska nepravé kruhové základny (průměr v průměrné výšce) před zásahem a po zásahu (zkratky druhů/taxonů: BR – bříza bělokorá, SM – smrk ztepilý, OL – olše lepkavá, BK – buk lesní, VR – vrby, JR – jeřáb ptačí, KL – javor klen, DBZ – dub zimní, HLO – hloh obecný, JV – javor mléč, LÍS – líska obecná, LP – lípa srdčitá, OS – topol osika)

Druh, taxon	Před zásahem [%]	Po zásahu [%]
BR	37,8	21,8
SM	48,9	66,2
OL	7,2	3,1
BK	1,9	2,1
VR	0,7	1,0
JR	0,1	0,1
KL	0,7	1,2
DBZ	0,1	0,1
HLO	0,0	0,0
JV	0,6	0,9
LÍS	1,8	3,1
LP	0,0	0,0
OS	0,2	0,4

Šebela (2014) poukazuje na trend úbytku druhů obojživelníků, kteří se na rašeliništi nacházejí. Jedná se o čolka obecného (*Triturus vulgaris*), ropuchu obecnou (*Bufo bufo*), rosničku zelenou (*Hyla arborea*), skokana štíhlého (*Rana dalmatina*), slepýše obecného (*Anguis fragilis*) a užovku obojkovou (*Natrix natrix*). Podíváme-li se na stupeň ochrany těchto druhů v tab. 9, vidíme, že tři druhy spadají do kategorie silně ohrožených druhů a dva do kategorie ohrožených druhů. Dva druhy nejsou v seznamu ohrožených druhů vyhlášky 395/1992 Sb. uvedeny. V tabulce uvádím i ochranu podle červeného seznamu IUCN (2017), který však není pro ČR závazný. Podle zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny § 50, jsou u zvláště chráněných druhů živočichů chráněny jak biotop, tak jejich přirozená i umělá sídla. Vyhláška 395/1992 Sb. dodává, že základem ochrany živočichů je komplexní ochrana jejich stanovišť.

Tab. 9: Rozdělení druhů obojživelníků nalezených na rašeliništi Malá louka s ohledem na ochranu podle vyhlášky 395/1992 Sb., Seznamu zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů a ochrany dle IUCN (vysvětlivky: O = ohrožený, SO = silně ohrožený, LC = least concern)).

	Vyhláška 395/1992 Sb.	Červený seznam IUCN
Čolek obecný (<i>Triturus vulgaris</i>)	SO	LC
Ropucha obecná (<i>Bufo bufo</i>)	O	LC
Rosnička zelená (<i>Hyla arborea</i>)	SO	LC
Skokan štíhlý (<i>Rana dalmatina</i>)	SO	LC
Skokan hnědý (<i>Rana temporaria</i>)	-	LC
Slepýš obecný (<i>Anguis fragilis</i>)	-	-
Užovka obojková (<i>Natrix natrix</i>)	O	LC

Revitalizační zásah provedený v roce 2014 byl poměrně silným zásahem do stanoviště, při kterém bylo odstraněno značné množství stromů a vyhrnuta nová jezera. Jelikož bylo záměrem navýšit hladiny vody, tedy zlepšit stanovištní podmínky pro obojživelníky, nabízí se otázka, zda k tomuto opravdu došlo. Z průběhu hladin, které byly naměřeny od roku 2004 do roku 2016, se zdá, že i přes revitalizační zásah hladiny kolísají s podobně. Musíme zde ale připustit, že měřená řada od revitalizace je značně krátká a navíc se zde projevoval extrémně suchý a teplý rok 2015. Za zmínku však také stojí zamýšlení nad sukcesním procesem na rašeliništi. Je velmi pravděpodobné, že bříza bělokorá (*Betula pendula*) bude i v budoucnu na rašeliništi dominovat. S vyhrnutým substrátem deponovaným na lokalitě také vznikly vhodné plochy pro uchycení semen břízy.

Na druhou stranu, Frye a Grosse (1992) uvádějí, že druhy tolerantní k zaplavování dokážou anoxické podmínky a zvýšenou vlhkost přežít 3–4 měsíce. Mezi tyto druhy řadí například olši lepkavou (*Alnus glutinosa*). Naopak se domnívají, že druhy netolerantní k záplavám, budou odumírat daleko rychleji. Autoři uvádějí, že zvýšená půdní vlhkost ve vegetačním období má závažnější následky na zdravotní stav stromů,

než je tomu v době vegetačního klidu. Tyto poznatky uvádějí pro druhy tolerantní k zaplavování. Autoři také zmiňují, že druhy jako například bříza bělokorá (*Betula pendula*), které byly poškozeny námrazou, nevykazují v lokalitách se záplavami žádný výškový přírůst. Zvýšená půdní vlhkost nepříznivě ovlivňuje kromě výškového a tloušťkového růstu i reprodukční schopnosti stromů nebo i zvětšování plochy listů (Kozłowski, 1985).

Poznatky o transpiračních schopnostech druhů (Vyskot a kol., 1971), které říkají, že bříza bělokorá (*Betula pendula*) vytranspiruje 9,5 gramů vody za den a smrk ztepilý (*Picea abies*) vytranspiruje za den 1,39 gramů vody, mne vedou k zamyšlení, zda revitalizační zásah ve své dnešní podobě skutečně přinese očekávané navýšení vodních hladin. Při tomto zásahu nebyly provedeny žádné stavební úpravy na výtoku odvodňovací soustavy z rašeliniště, které jsou doporučovány například příručkou pro péči o nelesní biotopy (Háková a kol., 2004). Protože řada pozorování pohybu vodních hladin je příliš krátká, netroufám si tvrdit, že ke zvýšení skutečně nedojde. Je zřejmé, že pokud hladina nevzroste do takové míry, že se s touto negativní stanovištní podmínkou nebude moci bříza bělokorá (*Betula pendula*) vyrovnat, je nevyhnutelný stejný sukcesního vývoj této lokality, ke kterému došlo po ukončení těžby rašeliny. V opačném případě je možné, že porost břízy zcela odumře. Již v dnešní době je většina stromů břízy ve špatném zdravotním stavu.

Je nezpochybnitelné, že ochrana stanoviště a biotopu obojživelníků by měla dostat přednost, před samovolným vývojem Malé louky. Na druhou stranu se však jeví možnost elegantnější, která by zajistila jak zlepšení podmínek biotopu pro obojživelníky, tak by nerušila budoucí samovolný vývoj rašeliniště. Jednalo by se o přehrazení odtoku z rašeliniště z přírodních materiálů. Bufková, Stíbal (2012) uvádějí způsoby přehrazení odvodňovacích rýh na revitalizovaných rašeliništích na Šumavě. Říkají, že vhodné je přehradit odvodňovací rýhy systémem dřevěných hrází částečně vyplněných přírodním materiálem. Autoři zároveň zmiňují, že mělké rýhy se v případě dobrých světelných podmínek poměrně rychle zazemňují trsy rašeliníků. Na příkladu revitalizovaného průmyslově využívaného rašeliniště uvádějí, že na suchých místech je dobré odstranit stromovou vegetaci, a odkrytý rašelinný substrát přikrýt mulčem pro usnadnění reintrodukce cévnatých rostlin. Princip vyřezávání dřevin uvádí i

Háková, Klaudivová, Sádlo (2004). V případě stavby hradících prvků by měla být využita především ruční práce. Takové řešení by bylo prospěšné z více pohledů. Zahrazením by bylo zajištěno zvýšení hladin vody, zastavení procesu mineralizace, která snižuje akumulační kapacitu rašelinné půdy, a dřevinné společenstvo by se nerušeně vyvíjelo. Předpokládám, že bříza, která vysušuje rašeliniště nejvíce, by na zvýšení hladin reagovala ústupem do sušších okrajových partií lokality.

8. Závěr

Předkládaná práce pojednává o odhadu zásoby z vytěženého porostu, analýzou prostorových vztahů dřevin a jejich prostředí a sledování změn hladin vody v jezerech. Objem dřeva vytvořený za posledních přibližně 60 let byl stanoven pro různé druhy různými metodami. Unifikace výpočetní metody vždy vytvářela pravděpodobně chybné odhady. Ukázalo se, že odhadovat objem z vytěženého porostu je obtížné a ještě složitější v případě výrazně členitého reliéfu. Měření veličin pro odhad zásoby dřeva je tak postižen chybou. Z vytvořeného odhadu je patrné, že zásah byl veden primárně vůči bříze bělokoré (*Betula pendula*), která je podle mnoha autorů schopna vytranspirovat značné množství vody. Protože ale byly na rašeliništi zjištěny chráněné druhy obojživelníků, jejichž biotopy a je samotné je podle zákona 114/1992 Sb. a podle jeho prováděcí vyhlášky 395/1992 Sb. potřeba chránit, je tato skutečnost akceptovatelná.

Práce poukazuje na preferenci výskytu břízy bělokoré (*Betula pendula*) a olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) ke stanovištím v těsné blízkosti vodní hladiny a naopak vzdálenější výskyt smrku ztepilého (*Picea abies*) a buku lesního (*Fagus sylvatica*) od vodní hladiny. Podobný trend se vyskytuje i u závislosti výskytu stromů na výšce terénu. Bříza bělokorá (*Betula pendula*) preferuje výskyt těsně u hladiny a smrk ztepilý (*Picea abies*) se naopak vyskytuje spíše ve vyvýšených polohách, tedy na stanovištích se relativně hlouběji položenou hladinou spodní vody.

Práce jen okrajově zmiňuje studium autokorelace prvků na rašeliništi. Jedná se o část studia prostorových vztahů, která je velmi zajímavá a dovoluji si tvrdit, že by bylo vhodné se na tuto problematiku v budoucnu zaměřit.

9. Summary

This thesis talks about tree stand development from late 70's to the present time. It presents approximation of tree stand volume before cutting in 2014s revitalization, analysis of tree spatial point pattern and its environmental aspects and finally observation of water level fluctuations in water reservoirs. The aims that were laid in the beginning, were successfully reached. Research behind this thesis found, that a Silver Birch (*Betula pendula*) as well as a Common Alder (*Alnus glutinosa*) prefer its location very close to the water bank of water reservoirs or drainage ditches. This trend was different compared to Norway Spruce (*Picea abies*) and European Beech (*Fagus sylvatica*). These two species rather preferred locations more distant to high moisture saturated soil. In addition Silver Birch (*Betula pendula*) and Common Alder (*Alnus glutinosa*) tend to be closer to water level, which was approximated, while Norway Spruce (*Picea abies*) and European Beech (*Fagus sylvatica*) were present more in higher elevations.

Wood biomass was approximated for four main, most occurring species, mentioned above. Different methods for approximation was used as unified method brought presumably false values. It was found, that indented relief of the peatland makes measuring basic tree characteristics, vital to correctness of a volume approximation, hard. It's to be believed that volume approximation is affected by an error to some degree. On the basis of approximated sum volume that has been created till 2014 and the volume of wood that has been left in standing trees, it can be inferred that revitalization carried out in 2014 was aimed primarily at removing Silver Birch (*Betula pendula*) than other species. That was probably due to its ability to transpire many times more water compared to other species present on the peatland. Considering the fact, that there were found threatened and protected species of amphibians in the past, and that their biotopes and themselves need to be protected by the law 114/1992 Sb. and its implementing regulation 395/1992 Sb., I believe the higher amount of Silver Birch (*Betula pendula*) removed are acceptable.

This thesis lightly touch a subject of autocorrelation of point events on the peatland. I believe it is a core part of spatial pattern analysis and its results may be very informative and interesting and thus it would be appropriate to perform this analysis.

10. Literatura

- Baddeley, A., Turner, R., 2005: An R Package for Analyzing Spatial Point Patterns. *Journal of Statistical Software*, Volume 12, Issue 6. 42 s. DOI: 10.18637/jss.v012.i06.
- Baddeley, A., Turner, R., 2006: Modelling spatial point patterns in R. in A. Baddeley, P. Gregori, J. Mateu, R. Stoica, and D. Stoyan, editors, *Case Studies in Spatial Point Pattern Modelling*, number 185 in *Lecture Notes in Statistics*, s. 23–74. Springer-Verlag, New York. ISBN: 0-387-28311-0.
- Baddeley, A., 2010: Analysing spatial point patterns in R, workshop notes version 4.1. [online] cit. 21. listopadu 2016. Dostupné na World Wide Web <https://research.csiro.au/software/wp-content/uploads/sites/6/2015/02/Rspatialcourse_CMIS_PDF-Standard.pdf>.
- Baddeley, A., Turner, R., Rubak, E., 2015: *Spatial Point Pattern Analysis, Model-Fitting, Simulation, Tests*. Manual spatstat version 1.43-0. Dostupné na World Wide Web <<http://spatstat.github.io/resources/spatstatManual.pdf>>.
- Baddeley, A., Rubak, E., Turner, R., 2016: *Spatial Point Patterns: Methodology and Applications with R*. CRC Press, Boca Raton. 810 s. ISBN 978-1-4822-1020-0.
- Bivand, R., Keitt, T., Rowlingson, B., 2015: rgdal – Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. R package version 1.1-3.
- Bivand, R., Lewin-Koh, N., 2016: mapproj – Tools for Reading and Handling Spatial Objects. R package version 0.8-39.
- Bivand, R. S., Pebesma, E. J., Gómez-Rubio, V., 2008: *Applied Spatial Data Analysis with R*. Springer New York, New York. 376 s. 978-0-387-78170-9.
- Bufková, I., Stíbal, F. 2012: Revitalizace odvodněných rašelinišť na území NP Šumava. In: Jongepierová, I., Pešout, P., Jongepier, J. W., Prach, K. (eds.): *Ekologická obnova v České republice*. AOPK ČR, Kyjov. ISBN 978-80-87457-31-3. s. 80–82.
- Chmelař, J., 1983: *Dendrologie s ekologií lesních dřevin*. 3. část, Méně významné domácí a cizí listnáče. SPN, Praha. 179 s.
- Chmelař, J., 1990: *Dendrologie s ekologií lesních dřevin*.: 1. část, Jehličnany. 2.vyd. MZLU, Brno. 113 s.
- Culek, M. a kol., 1996. *Biogeografické členění České republiky*. Enigma, Praha. 347 s. ISBN 80-85368-80-3.

Daňhelka, J., Bercha, Š., Boháč, M., Crhová, L., Čekal, R., Černá, L., Elleder, L., Fiala, R., Chuchma, F., Kohut, M., Kourková, H., Kubát, J., Kukla, P., Kulhavá, R., Možný, M., Reitschläger, J. D., Řičicová, P., Sandev, M., Šřivánková, P., Šercl, P., Štěpánek, P., Valeriánová, A., Vlnas, R., Vrabec, M., Vráblík, M., Zahradníček, P., Zrzavecký, M.: Vyhodnocení sucha na území České republiky v roce 2015. Český hydrometeorologický ústav, Praha. 162 s.

Demek, J. a kol., 1987. Hory a nížiny: Zeměpisný lexikon ČSR. 1. vyd. Academia, Praha. 584 s.

Frye, J., Grosse, W., 1992: Growth Responses to Flooding and Recovery of Deciduous Trees. Zeitschrift für Naturforschung C, 47c, s. 683–689. Dostupné na World Wide Web <http://zfn.mpg.de/data/Reihe_C/47/ZNC-1992-47c-0683.pdf>.

Gelfand, A. a kol., 2010: Handbook of spatial statistics. CRC Press, Boca Raton. 619 s. ISBN 978-1-4200-7287-7.

Háková A., Klauisová A., Sádlo J. (eds.) 2004: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. PLANETA XII, 3/2004 – druhá část. Ministerstvo životního prostředí, Praha. 75 s.

Hradílek, Z., Blahut, P., 2013. Zajímavé přechodové rašeliniště u Slavkova v Oderských vrších. Zprávy Vlastivědného muzea v Olomouci. č. 305, s. 21–30. ISSN 1212-1134.

Hynynen, J., Niemistö, P., Viherä-Aarnio, A., Brunner, A., Hein, S., Velling, P., 2011: Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth.) and (*Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. Forestry (Lond) (2010) 83 (1), s. 103-119. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp035>.

Jongepierová, I., Pešout, P., Jongepier, J. W., Prach, K. (eds.) 2012: Ekologická obnova v České republice. AOPK ČR, Kyjov. 148 s. ISBN 978-80-87457-31-3.

Janík, D., Adam, D., Vrška, T., Hort, L., Unar, P., Král, K., Šamonil, P., Horal, D., 2011: Field maple and hornbeam populations along a 4-m elevation gradient in an alluvial forest. European Journal of Forest Research, Volume 130, Issue 2, s. 197–208. DOI: 10.1007/s10342-010-0421-0.

Janík, D., Adam, D., Hort, L., Král, K., Šamonil, P., Unar, P., Vrška, T. Horal, D., 2012: Spatiotemporal differences in tree spatial patterns between alluvial hardwood and

mountain fir–beech forests: do characteristic patterns exist? *Journal of Vegetation*, Volume 24, Issue 6, s. 1141–1153. DOI: 10.1111/jvs.12018.

Keller, L., 2015: Zhodnocení stavu a struktury rašeliništního společenstva na lokalitě Malá louka. Bakalářská práce. Mendelova Univerzita v Brně, Brno.

Kolektiv autorů, 1965. Hydrologické poměry Československé socialistické republiky – díl 1. Text. 1. vyd. Hydrometeorologický ústav, Praha. 414 s.

Kozłowski, T. T., 1985: Soil aeration, flooding, and tree growth. *Journal of Arboriculture*. Vol. 11, No. 3, s. 85–96. Dostupné na World Wide Web <<http://joa.isa-arbor.com/articles.asp?JournalID=1&VolumeID=11&IssueID=3>>.

Kreutz, A., Aakala, T., Grenfell, R., Kuuluvainen, T., 2015: Spatial tree community structure in three stands across a forest succession gradient in northern boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* vol. 49 No. 2. DOI: <http://dx.doi.org/10.14214/sf.1279>.

Leininger, T. J., 2014: Bayesian Analysis of Spatial Point Patterns. Dissertation thesis. Duke University, Durham. Dostupné na World Wide Web <http://www2.stat.duke.edu/~tjl13/papers/TLeininger_Dissertation.pdf>.

Møller, J., Waagepetersen, R. P., 2007: Modern statistics for spatial point processes. *Scandinavian Journal of Statistics*, 34: s. 643–684. DOI: 10.1111/j.1467-9469.2007.00569.x.

Neuhäuslová, Z. a kol., 1998. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky, 1 : 500 000. Botanický ústav AV ČR, Průhonice.

Plant, R. E., 2012: Spatial data analysis in ecology and agriculture using R. CRC Press, Boca Raton. 617 s. ISBN 978-1-4398-1914-2.

Pradeep, M. a Randy, T., 2015: Analyzing Spatial Point Patterns Using the New SPP Procedure [online] cit. 1. ledna 2017. Dostupné na World Wide Web <<http://support.sas.com/resources/papers/proceedings15/SAS1332-2015.pdf>>.

Průša, E., 1990. Přirozené lesy České republiky. 1. vyd. Státní zemědělské nakladatelství, Praha. 246 s.

Quitt, E., 1971. Klimatické oblasti Československa, 5 l. příl. *Studia Geographica*, 16. Geografický ústav ČSAV, Brno. 73 s.

R Core Team (2015): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Reudenbach, C. a Nauss, T.: Marburg open courseware [online] cit. 21. listopadu 2016. Dostupné na World Wide Web <<http://moc.online.uni-marburg.de/doku.php?id=courses:bsc:project-seminar-lidar:lecture-notes:pl-In-70>>.
- Riedl, M., Šišák, L., Kahuda, J., Hofmeister, T., Neznajová, Z., Ulrich, R., Benešová, M., Bělská, M., Bílý, J., Dvořák, P., Kratochvílová, L., Krejzar, T., Krnáčková, L., Lojda, J., Pásek, F., Radouš, M., Smejkal, T., Smrž, M., Stránský, V., Tomášek, V., Buchta, N., Daňhelka, M., Hána, J., Jankovská, Z., Kučera, M., Matějčík, J., Pařízek, M., Slabý, R., Bezděčková, L., Fabiánek, P., Jurásek, A., Knížek, M., Liška, J., Lomský, B., Lubojacký, J., Máchová, P., Modlinger, R., Novotný, R., Pešková, V., Šrámek, V., 2015: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2015. Ministerstvo zemědělství, Praha. 134 s. ISBN 978-80-7434-324-7.
- Rios, R. P., Jardim, D., da Silva Assis, W. L., Salazar, T. C., Villa, E., 2009: Inhomogeneous Poisson point process nucleation: comparison of analytical solution with cellular automata simulation, *Mat. Res.* Vol. 12, No. 2. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-14392009000200017>.
- Robeson, S. M., Li A., Huang, Ch. (2014): Point-pattern analysis on the sphere. *Spatial Statistics*, Volume 10, s. 76-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.spasta.2014.10.001>.
- Rowlingson, B. S., Diggle, P. J., 1991: Estimating the K-function for a univariate spatial point process on an arbitrary polygon. University of Lancaster, Lancaster. 5 s.
- Schlotzhauer, S. M., Price J. S., 1999: Soil water flow dynamics in managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resource Research*, Vol. 35, No. 12, s. 3675–3683.
- Spitzer, K., Bufková, I., 2013. Peatlands of Šumava. Administration of the Šumava National Park and Protected Landcape Area, Vimperk. 209 s. ISBN 978-80-87257-08-1.
- Stark, H., Nothdurft, A., Bauhus, J., 2013: Allometries for Widely Spaced *Populus* ssp. and *Betula* ssp. In *Nurse Crop Systems. Forests* 2013, 4(4), s. 1003–1031. ISSN 1999–4907. DOI: 10.3390/f4041003.
- Šebela, R., 2014. Revitalizační zásah na Slavkovském rašeliništi ve VVP Libavá. *Časopis zaměstnanců Vojenských lesů a statků ČR*, s. p., 3/2014. s. 12–13.
- Tolasz, R., 2007. Atlas podnebí Česka: Climate atlas of Czechia. 1 vyd. Český hydrometeorologický ústav, Praha. 255 s. ISBN 978-80-86690-26-1.

Úradníček, L., 2009: Dřeviny České republiky, 2., přeprac. vyd. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy. 367 s. ISBN 978-80-87154-62-5.

Vyskot, M. a kol., 1971: Základy růstu a produkce lesů. Státní zemědělské nakladatelství, Praha. 440 s.

Vyhláška 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny

Wiegand T., Moloney K. A., 2014: Handbook of Spatial Point- Pattern Analysis in Ecology. Boca Raton, CRC Press, 538 s. ISBN 978-1-4200-8255-5.

Zákon 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.

10.1 Internetové zdroje

AOPK ČR: Mapomat [online] cit. 8. března 2017. Dostupné na World Wide Web <mapy.nature.cz>.

FLE ČZÚ, 2006: Multimediální projekt: Semena lesních dřevin [online] cit. 13. února 2017. Dostupné na World Wide Web <<http://fld.czu.cz/vyzkum/semena/>>.

InMeteo s.r.o.: In-počasí [online] cit. 1. dubna 2017. Dostupné na World Wide Web <<http://www.in-pocasi.cz/meteostanice/stanice.php?stanice=belotin>>.

IUCN: The IUCN Red List of Threatened Species, 2016-3 [online] cit. 1. dubna 2017. Dostupné na World Wide Web <<http://www.iucnredlist.org/>>.

Seznam příloh

- 1 – Počty jedinců všech druhů v intervalech vzdálenosti směrem od vodní hladiny
- 2 – Počty jedinců břízy bělokoré (*Betula pendula*) v intervalech vzdálenosti směrem od vodní hladiny
- 3 – Počty jedinců smrku ztepilého (*Picea abies*) v intervalech vzdálenosti od vodní hladiny
- 4 – Počty jedinců olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) v intervalech vzdálenosti od vodní hladiny
- 5 – Počty jedinců buku lesního (*Fagus sylvatica*) v intervalech vzdálenosti od vodní hladiny
- 6 – Výšková preference stromů bez rozlišení na druhy
- 7 – Výšková preference břízy bělokoré (*Betula pendula*)
- 8 – Výšková preference smrku ztepilého (*Picea abies*)
- 9 – Výšková preference olše lepkavé (*Alnus glutinosa*)
- 10 – Výšková preference buku lesního (*Fagus sylvatica*) s ohledem na výškové intervaly
- 11 – Rozmístění měřících bodů pro měření výšky hladin
- 12 – Stav lokality před revitalizačním zásahem
- 13 – Vylamování bříz a ohnutí jejich kmenů v důsledku odtěžení většiny dřevin v rámci revitalizačního zásahu
- 14 – Pohled na jihozápadní část rašeliniště a rozmístění dřevin, které se v této partii nacházejí. Červený rámeček vyznačuje dílčí část území.
- 15 – Distribuce dřevin na ploše.