

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

**Uchycení vybraných pozdně sukcesních a nepůvodních druhů dřevin na lesnický
rekultivovaných a spontánních posttěžebních stanovištích**

Bakalářská práce

Miloslava Prošková

Školitelka: RNDr. Klára Řehouňková, Ph.D.

Konzultant: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

České Budějovice 2017

Prošková M. (2017): Uchycení vybraných pozdně sukcesních a nepůvodních druhů dřevin na lesnicky rekultivovaných a spontánních posttěžebních stanovištích. [Establishment of selected late successional and alien woody species in forestry reclaimed and spontaneously developed postmining habitats. Bc. Thesis, in Czech] – 65 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

This study compared the establishment of late successional and alien woody species in different stages (young, middle, late) using two restoration approaches (spontaneous succession and forestry reclamation). The experiment was carried out in the sand pits situated in Třeboňsko Protected Landscape Area.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 11/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích 19. 4. 2017

.....

Miloslava Prošková

Poděkování

Tímto bych ráda poděkovala své školitelce Kláře Řehounkové za nesmírnou ochotu, cenné rady, připomínky, a především neskonalou trpělivost v průběhu zpracování této bakalářské práce. Dále mé poděkování patří Karlu Prachovi za cenné rady, Lence Šebelíkové, Kamile Vítovcové, Jitce Krejčíkové a Tomášovi Buldrovi za užitečné technické rady a pomoc při práci v terénu, Petru Blažkovi, Janu Lepšovi a Petru Kouteckému za pomoc při statistickém vyhodnocení. Děkuji také všem, kteří mne podporovali při zpracování této práce. V neposlední řadě mé díky patří rodině, a to především mamince, která při mne stála ve všech situacích.

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Literární rešerše	4
2.1 Obnova postindustriálních stanovišť v ČR.....	4
2.1.1 Technická rekultivace	4
2.1.2 Přírodě blízká obnova	6
2.1.3 Legislativní aspekty obnovy těžebních prostorů	7
2.2 Uplatnění dřevin na postindustriálních stanovištích	8
2.2.1 Sukcese dřevin na postindustriálních stanovištích.....	8
2.2.2 Nepůvodní druhy v ČR.....	11
2.2.3 Nepůvodní dřeviny na postindustriálních stanovištích.....	13
2.2.4 Faktory prostředí ovlivňující uchycení dřevin na posttěžebních stanovištích.....	14
2.3 Charakteristika vybraných druhů dřevin.....	18
3. Metodika	20
3.1 Popis lokality	20
3.1.1 Charakteristika území	20
3.1.2 Geologie a geomorfologie	21
3.1.3 Hydrologie	21
3.1.4 Vegetace.....	22
3.1.5 Studované pískovny	23
3.2 Experimentální část.....	26
3.3 Zpracování dat	28
4. Výsledky	30
4.1 Laboratorní stanovení klíčivosti semenáčků vybraných dřevin	30
4.2 Uchycování a přežívání semenáčků vybraných dřevin v těžebnách.....	30

4.2.1 Terénní klíčivost semenáčků a charakteristiky sledovaných ploch v těžebnách	30
4.2.2 Vliv sukcesního stádia a způsobu obnovy na uchycování semenáčků dřevin	33
4.2.3 Přežívání semenáčků v odlišných sukcesních stádiích a způsobech obnovy	35
5. Diskuse.....	38
6. Závěr a praktická doporučení	42
7. Literatura.....	44
8. Přílohy.....	62

1. Úvod

Od konce 20. století se problematika obnovy postindustriálních lokalit stává čím dál více diskutovaným tématem (Bradshaw & Chadwick 1970, Walker, Walker & Hobbs 2007, Prach & Hobbs 2008, Walker 2012). V České republice v současné době převládají technicky orientované rekultivace (Šebelíková et al. 2016). Jejich cílem je návrat těžbou narušených míst k původnímu využití území, zejména produkčním funkcím. Zohledňuje proto zejména ekonomické, případně také estetické hledisko (Jongepierová et al. 2012, Prach 2009) a to i za cenu snížení ekologické hodnoty stanoviště (Gremlica et al. 2011).

Smyslem lesnické rekultivace by mělo být podle Štýse (1981) vytvoření funkčního lesa na těžbou narušených lokalitách. Bohužel způsob, kterým se rekultivace provádí, nemůže dosáhnout takto definovaného cílového stavu. Rekultivační dřeviny, většinou jednoho druhu, totiž bývají vysázeny v pravidelném hustém sponu. To vede k vytvoření kmenů bez suků, které lze dále ekonomicky využít (Gremlica et al. 2011). Cena za vysázení (cca 1 500 000 Kč/ha) a následné udržování monokultury však případný zisk z těžby podstatně snižují (Šebelíková et al. 2016). V rekultivacích se také nevysazují jen původní druhy stromů (Řehounek et al. 2015). Krupka a Dimitrovský (2011) doporučují k zalesnění sokolovských výsypek hned několik nepůvodních dřevin, včetně invazního akátu (*Robinia pseudacacia*). Porost vytvořený tímto způsobem tak opět nesplňuje požadovanou ekologickou ani environmentální funkci (Gremlica et al. 2011). I přesto je v současnosti lesnická rekultivace jednoznačně upřednostňována před přírodě blízkou obnovou. Přitom tato metoda využívající spontánní či řízenou sukcesí, tedy samovolný vývoj (Walker & Del Moral 2003), vede k pestřejší druhové skladbě a je výrazně levnější (Šebelíková et al. 2016). Sukcesí vegetace na těžbou narušených stanovištích se věnuje řada prací (Salonen & Setälä 1992, Mahn & Tischew 1995, Horn & Bastl 2000, Baasch et al. 2012, Prach et al. 2013) a postupně se začínají také objevovat práce porovnávající spontánní a lesnický rekultivované plochy (Pensa et al. 2004, Prach & Hobbs 2008, Konvalinková & Prach 2010, Doležalová et al. 2012, Šebelíková et al. 2016, Kolář et al. 2017). Studie zaměřené

na uplatnění dřevin jsou však velmi vzácné (Prach & Pyšek 1994, Bastl et al. 1997, Frouz et al. 2015).

Jako jeden z argumentů pro využití lesnické rekultivace na těžbou narušených stanovištích se často uvádí větší náchylnost mladých neosázených míst k invazím. Starší sukcesní stádia, v nichž většinou dominují dřeviny, pak bývají ke vstupování invazních druhů odolnější (Rejmánek 1989, Hobbs & Heunneke 1992). Pozdně sukcesní dřeviny jsou potřebné především pro zlepšení a stabilizaci podmínek prostředí (Košulič 2006). Frouz et al. (2008) dokládají nižší úspěšnost uchycování pozdně sukcesních dřevin na lesnicky rekultivovaných stanovištích v porovnání s plochami ponechanými spontánnímu vývoji.

Záměrem této práce je proto experimentálně ověřit a porovnat klíčení a uchycení vybraných pozdně sukcesních druhů dřevin - dub letní (*Quercus robur*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), smrk ztepilý (*Picea abies*) a nepůvodních druhů dřevin - dub červený (*Quercus rubra*), trnovník akát (*Robinia pseudacacia*), modřín opadavý (*Larix decidua*) na lesnicky rekultivovaných plochách výsadba borovice lesní (*Pinus sylvestris*) s plochami ponechanými spontánní sukcesi v sukcesních stádiích různého stáří, tj. mladých, středních a starších. Jako modelové lokality byly vybrány treboňské štěrkopískovny, které nabízejí jedinečnou příležitost studovat všechna stádia na několika komplexech těžeben, což zatím není možné v žádné jiné oblasti České republiky (Řehounek & Řehounek 2015). Výjimečné postavení studované území dosáhlo díky dlouholetým aktivitám Správy chráněné krajinné oblasti (SCHKO) Třeboňsko, která přes 20 let velmi aktivně prosazuje využívání spontánní sukcese při obnově pískoven (Hátle 2008), a také díky intenzivní spolupráci s těžebními firmami a přírodovědci v posledních několika letech. Výběr štěrkopískoven závisel především na přítomnosti zkoumaných druhů dřevin, aby bylo možné výsledky experimentu přenést i do praxe. Protože byly při pokusu použity na území CHKO Třeboňsko nepůvodní dřeviny, bylo třeba získat výjimku ze zákona 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Po ukončení pokusu budou všechny vyšetřené nepůvodní dřeviny odstraněny a pokusné plochy s delším časovým odstupem opakovaně kontrolovány, aby nedošlo k případnému rozšíření invazních druhů.

Cíle práce:

1. Zpracovat literární přehled o sukcesi dřevin na postindustriálních stanovištích.
2. Porovnat úspěšnost uchycení pozdně sukcesních a nepůvodních druhů dřevin v závislosti na způsobu obnovy (spontánní sukcese vs lesnická rekultivace) a na odlišné časové škále (mladá vs střední vs starší sukcesní stádia).
3. Navrhnout na základě výsledků praktická opatření pro přírodě blízkou obnovu posttěžebních lokalit.

2. Literární rešerše

2.1 Obnova postindustriálních stanovišť v ČR

Postindustriální stanoviště jsou člověkem vytvořená stanoviště, na nichž s pomocí přírodních procesů vznikají specifická společenstva. Nacházejí zde útočiště specializované organismy, a to včetně mnoha ohrožených druhů. Pokud je však tento vývoj narušen větším technickým zásahem, mohou vznikat také společenstva biologicky zcela bezcenná (Tropek & Řehounek 2012). Za postindustriální stanoviště jsou považovány průmyslové deponie, okraje dopravních staveb, opuštěné průmyslové areály či místa po těžbě nerostných surovin (Tropek & Řehounek 2012, Tropek & Prach 2012). Právě těžba surovin má v České republice dlouholetou a z ekonomického hlediska významnou tradici. Od 90. let minulého století došlo k určitému poklesu těžby surovin (Shánělec 2010), i přesto však tato činnost stále zásadním způsobem ovlivňuje krajinu (Tropek & Prach 2012). Nemusí však nutně jít jen o negativní dopad. Pokud těžba vede ke zvýšení pestrosti prostředí v jinak uniformní krajině, může být její vliv i pozitivní (Šebelíková et al 2016). Před začátkem těžby by měl být vytvořen a schválen souhrnný plán sanace a rekultivace (tzv. rekultivační plán), který popisuje, jak bude naloženo s územím po vytěžení nerostných surovin (Gremlica et al. 2011). V zásadě jsou dnes možné dva krajní přístupy k obnově těžbou narušených území – technická rekultivace, nebo přírodě blízká obnova. Každý z nich obsahuje celou řadu technik, a proto je přechod mezi těmito odlišnými přístupy pozvolný.

2.1.1 Technická rekultivace

V současné době se v České republice nejčastěji využívá technická rekultivace (Šebelíková et al. 2016), která se dělí na zemědělskou, hydrickou a lesnickou. Cílem zemědělské rekultivace je návrat území do zemědělského půdního fondu, a proto během ní dochází k osetí ploch komerčními směsmi bylin a vzniku kulturních luk nebo k převedení na polní kultury (Tropek & Prach 2012). Hydrická rekultivace se provádí zatopením zbytkových jam, kde se dlouhodobě hromadí voda. Cílem lesnické

rekultivace je rychlé vytvoření zapojeného porostu, který narušenou půdu stabilizuje a ochrání před erozí (Prach 2006).

V případě technické rekultivace považujeme za cílový stav produkčně využívané území, které je vytvořeno pomocí technicky orientovaných opatření (Řehounek et al. 2015). Nepočítá se však s uplatněním nových spontánně vytvořených stanovišť, která jsou v drtivé většině během technických úprav zcela zničena (Pěchotová & Hais 2013). Nezbytnou součástí tohoto technického přístupu je totiž poměrně pracné a finančně nákladné zarovnění povrchu (100 000 – 250 000 Kč / 1 ha pískovny (GET 2014)). Vzniklý homogenní georeliéf uvnitř dobývacího prostoru neumožňuje vznik pestré mozaiky stanovišť s různorodými podmínkami prostředí (Tropék & Řehounek 2012), což přispívá k šíření nežádoucích expanzivních a konkurenčně velmi zdatných druhů, např. třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) (Prach 2006). Těžbou vytvořená oligotrofní stanoviště jsou tak nenávratně zničena a s nimi mizí i mnoho vzácných a specializovaných druhů (Řehounek et al. 2016). To však neplatí pro konkurenčně zdatné nepůvodní druhy, které mohou do porostu pronikat při jeho prořezání. Dochází k němu zhruba každým jedenáctým rokem, čímž se prosvětlí část porostu a vytvoří se tak vhodné podmínky pro kolonizaci či růst nepůvodních druhů přežívajících v podrostu (Frouz et al. 2007 b). Příkladem může být akát, který jako jediná invazní dřevina dokáže na pískovnách v teplých oblastech změnit průběh sukcese k akátinám s nitrofilními druhy v podrostu (Řehounek et al. 2006).

Technická opatření mohou mít negativní dopad i na řadu živočichů. Příkladem může být stržení všech strmých stěn a jejich úprava do mírných pozvolných sklonů či zahlazování skalnatých ploch etáží z důvodu bezpečnosti (zejména v pískovnách, těžebnách cihlářských hlín a kaolínu či v kamenolomech). Z krajiny pak mizí unikátní nově vzniklé biotopy, které poskytují útočiště ohroženým druhům ptáků, původně hnízdícím v kolmých březích neregulovaných řek, např. vlze pestré (*Merops apiaster*) nebo břehuli říční (*Riparia riparia*). Podobný dopad má tento zásah i na jiné taxony, např. žahadlové blanokřídle (Heneberg 2012).

2.1.2 Přírodě blízká obnova

Přírodě blízká obnova zahrnuje spontánní a řízenou sukcesi. V prvním případě se jedná o maximální využití přírodních procesů. Po ukončení těžby nebo průmyslové činnosti je území ponecháno samovolnému vývoji, případně je ještě předtím povrch rozčleněn nepravidelnými hřbety a sníženinami či vytvořením tůní a svahů o různém sklonu. Větší heterogenita povrchu pak vede ke vzniku pestré mozaiky stanovišť (Tschardtke et al. 2011, Doležalová et al. 2012), kterou osidluje řada ohrožených organismů (Trnková et al. 2010, Heneberg et al. 2013, Řehouňková et al. 2016). Využití spontánní sukcese je nejvhodnější na místech, která jsou obklopena (polo)přirozenou vegetací šířící se na degradovaná stanoviště (Novák & Konvička 2006, Řehouňková 2009). Pokud se však narušené území nachází v člověkem silně ovlivněné krajině, je velmi pravděpodobné, že se v něm uplatní hlavně ruderalní společenstva (Prach et al. 2001). V případě, že v blízkém okolí (do 100 m) od obnovované plochy roste akát, vývoj vegetace směřuje k nežádoucím nitrofilním akátinám (Řehouňková 2006). V takovém případě je vhodné využít řízenou sukcesi a nežádoucí porost odstranit (Vítková 2014). Spontánní sukcese se zdá být nejen ekologicky, ale i ekonomicky výhodným způsobem obnovy těžbou narušených míst (Řehouňková 2006).

Z hlediska ochrany přírody však bývá efektivnější usměrňovaná sukcese (Řehouňková et al. 2016). Náklady na usměrňovanou sukcesi bývají většinou o něco vyšší, a to v závislosti na náročnosti daných opatření obvykle ale nedosahují výše nákladů na technickou rekultivaci (Řehouňková et al. 2012). Při usměrňované sukcesi je spontánní vývoj ekosystému částečně doplněn o cílená opatření, která ho nasměrují ke vzniku ochrannářsky a zároveň i esteticky hodnotných stanovišť (Tropek & Řehounek 2012, Prach 2015). Patří sem zásahy urychlující vývoj ekosystému žádoucím směrem, např. vysazování určitých druhů rostlin, eliminace nepůvodních druhů nebo přenosy biomasy ze zachovalých lokalit v okolí (Baasch et al. 2012). Další možností je naopak zpomalení či blokování sukcesního vývoje, např. strhávání drnu a opětovné otevření obnažených ploch či využití rekreačních a sportovních aktivit k udržování mozaiky různě starých sukcesních stádií (Řehouňková et al. 2016, Hendrychová & Bogusch 2016).

2.1.3 Legislativní aspekty obnovy těžebních prostorů

V České republice platí několik zákonů, kterými se musí těžební firmy při obnově dobývacích prostorů řídit. Česká legislativa vyžaduje ponechání finanční rezervy pro sanaci a rekultivaci těžebny v souladu se Zákonem č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství. Dále stát dohlíží na návrat pozemků do zemědělského půdního fondu (Zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu) nebo do kategorie pozemků určených k plnění funkcí lesa (Zákon č. 61/1977 Sb. o lesích). Tyto zákony se jednoznačně přiklánějí k technicky zaměřené rekultivaci a znesnadňují využití spontánní sukcese. Přitom většina postindustriálních stanovišť má velký potenciál (30–100%) k vytvoření (polo)přirozeného stanoviště pomocí přírodě blízké obnovy (Prach 2015, Řehouňková & Řehounek 2015, Melichar & Gremlica 2015). Účastníci semináře “Obnova území narušených těžbou nerostných surovin“ v roce 2009 dospěli k závěru, že by bylo v současné době vhodné ponechat přírodě blízké obnově nejméně 20% rozlohy těžbou narušených míst (Řehounek et al. 2015). Doporučení je nepřímo podpořeno i evropskou směrnicí, která požaduje po členských státech do roku 2020 obnovení nejméně 15% poškozených ekosystémů (Commission, European & Environment 2011). Od roku 2015 platí v ČR novela zákona 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, která dovoluje z důvodu ochrany přírody změnit stávající rekultivační plán. Pokud orgán ochrany zemědělského půdního fondu vyhlásí území po těžbě nerostných surovin za významný krajinný prvek (VKP) nebo za přechodně chráněné území, je možné vyčlenit až 10% plochy pro přírodě blízkou obnovu. U nevýhradních ložisek lze dokonce uplatnit tuto změnu až na 100% plochy, ale pouze se souhlasem vlastníka pozemků (Řehounek et al. 2015).

Inspiraci ke změně české legislativy lze nalézt v Německu, kde byla ještě v 70. letech minulého století technická rekultivace považována za nedílnou součást posttěžebních opatření (Knabe 1964). V současnosti se zde přírodě blízká obnova využívá na minimálně 15% těžbou narušených stanovišť (Prach 2006). V Dánsku mají obce pravomoc rozhodovat o vzniku těžebních lokalit a jejich následné obnově. Podle dánského zákona (č. 886 z 18. 8. 2004) o surovinách by obnova těchto stanovišť měla zmírnit dopad na životní prostředí. Její provedení závisí na předem stanoveném

plánu, který může zahrnovat i přírodě blízkou obnovu (Tošner 2007). Také ve Velké Británii se ve velké míře využívá přírodě blízká obnova s cílem vytvořit biotopy, které umožňují soužití člověka s volně žijícími organismy a současně mají také vzdělávací význam. Příkladem může být projekt Eden v Cornwallu, kde přetvořili krajinu silně ovlivněnou těžbou kaolínu na pestrou mozaiku nejrůznějších biotopů, které navázaly na fragmenty zachovalých stanovišť v okolí. Současně vzniklo i hojně navštěvované vzdělávací a výzkumné centrum přímo na místě jedné z těžeben (NERC 2016).

2.2 Uplatnění dřevin na postindustriálních stanovištích

2.2.1 Sukcese dřevin na postindustriálních stanovištích

Sukcese v dobývacích prostorech je popisována jako primární, protože během těžby dojde k odstranění půdních vrstev i s veškerými diasporami a obnaží se sterilní podloží (Marrs & Bradshaw 1993). Mezi prvními druhy, které kolonizují iniciální stanoviště s minimálním rostlinným pokryvem patří tzv. pionýrské dřeviny, které připravují vhodné podmínky pro nástup dalších druhů (Pyšek & Prach 1994, Bastl et al. 1997). Využívají specifické strategie tzv. semenného deště, kdy na zem dopadá velké množství semen (Barna et al. 2011), ale současně dochází k jejich velkým ztrátám. První rok tak nepřežije až 90% semen (Dalling et al. 2002). Pionýrské dřeviny se dle Reitschmiedové & Frouze (2016) dělí na tzv. skauty, kteří novou oblast kolonizují jen pomocí jednoho nebo několika mála jedinců. Ti vytvoří rodičovskou základnu pro následné šíření diaspor do okolí, a to bez ohledu na to, jak příznivé jsou klimatické podmínky (např. vrby). Druhý typ kolonizace tzv. dálková migrace se bez příznivých klimatických podmínek v daném roce neobejde. V takovém období dřeviny vytvoří velké množství semen šířících se následně na velké vzdálenosti (např. břízy). Výjimkou je topol osika, který se nejdříve šíří semeny s velmi nízkou životaschopností a následně vegetativními částmi rostliny (Reitschmiedová & Frouz 2016). Nejčastějším druhem iniciálních stanovišť je bříza bělokorá (*Betula pendula*), a to jak na bazických (bazaltové a vápencové lomy), tak na kyselých substrátech (kyselé kamenolomy, černouhelné výsypky, pískovny a štěrkopískovny). Kyselá stanoviště také ve velké míře osidluje

vrba jíva (*Salix caprea*), v. popelavá (*S. cinerea*) či topol osika (*Populus tremula*). Pionýrské dřeviny dokáží kolonizovat také starší sukcesní stádia, pokud zůstaly v prosvětleném porostu nezapojená místa (Bastl et al. 1997).

Pionýrské dřeviny jsou časem nahrazovány středně a pozdně sukcesními druhy dřevin, které se do jejich podrostu dostávají především pomocí ptáků (Kunstler, Curt & Lepart 2004). Tyto dřeviny často vytvářejí těžko rozložitelné látky v listech, které v první řadě slouží jako ochrana proti herbivorům, následně po opadu mohou zabránit konkurenčním druhům v růstu (Frouz 2006). Mezi takové dřeviny patří, např. lípa srdčitá (*Tilia cordata*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), smrk ztepilý, olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), mohou se také přidat hlohy (*Crataegus* sp.), svída krvavá (*Cornus sanguinea*) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) (Řehouňková et al. nepublikováno). Souvislý pokryv dřevin se na posttěžebních lokalitách vytváří přibližně po dvaceti letech od ukončení těžby. Doba záleží především na substrátu a vlhkostních podmínkách stanoviště (Řehouňková & Prach 2010). Také začátek nástupu dřevin se může na různých stanovištích lišit.

Mladá stádia (1–10 let) ponechaná spontánnímu vývoji nejčastěji osidluje bříza bělokorá, zejména na sušší až mezická stanoviště jako jsou např. uhelné výsypky (Hodačová & Prach 2003). Další častou dřevinou je topol osika, který společně s bezem černým (*Sambucus nigra*) a vrbou jívou proniká velmi brzy nejen na uhelné výsypky ale i do kyselých kamenolomů (Trnková et al. 2010). Na vlhčích stanovištích v kamenolomech se uplatňují zejména olše lepkavá a vrba jíva (Trnková et al. 2010). Na obdobných stanovištích v těžných rašeliništích se na začátku sukcese prosazuje bříza pýřitá (*Betula pubescens*) (Konvalinková & Prach 2010). Průběh sukcese v čedičových lomech, pískovnách a na výrazně odvodněných rašeliništích je o něco pomalejší, proto se zde dřeviny prosazují až v pozdějších stádiích sukcese, a to ve výrazně menší míře (Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2006, Konvalinková & Prach 2010).

Ve středních stádiích (11–25 let) výrazněji dominuje bříza bělokorá v čedičových kamenolomech, pískovnách a na těžných rašeliništích (Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2006, Konvalinková & Prach 2010, Konvalinková & Prach 2014). V čedičových kamenolomech se k ní připojuje vrba jíva a bez černý (Novák & Prach

2003), na písčinných a na výrazněji odvodněných rašeliništích také borovice lesní (Řehouňková & Prach 2006, Konvalinková & Prach 2014), k ní přistupují další druhy jako např. smrk ztepilý, topol osika a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) (Konvalinková & Prach 2014). Na těžných rašeliništích, kde se podařilo udržet hladinu podzemní vody poměrně blízko povrchu, se v tuto dobu uplatňuje také smrk ztepilý, vrba popelavá, v. ušatá (*S. aurita*) a krušina olšová (*Frangula alnus*) (Konvalinková & Prach 2010). Do kyselých kamenolomů v tomto sukcesním stádiu pronikají javor mléč (*Acer platanoides*) a jasan ztepilý (Trnková et al. 2010).

Starší stádia (25 a více let) jsou v kamenolomech charakteristická především výskytem druhů jako jasan ztepilý a javor mléč v kyselých, či j. babyka (*A. campestre*) v čedičových lomech, ke kterému v čedičových lomech na sušších místech přistupuje svída krvavá, třešeň ptačí (*Prunus avium*) a hlohy (*Crataegus* sp.), na vlhčích místech také dub zimní (*Quercus petraea*) (Novák & Prach 2003). V kyselých kamenolomech se na vlhčích stanovištích uplatňují i krušina olšová a střemcha obecná (*Prunus padus*), na sušších místech jedle bělokorá (*Abies alba*), smrk ztepilý, buk lesní, dub letní a jeřáb ptačí (Trnková et al. 2010). Dva poslední jmenované druhy dřevin spolu s hlohem jednosemenným (*Crataegus monogyna*) dominují v tomto sukcesním stádiu i na písčinných, a to na sušších stanovištích. Ve vlhčích částech písčoven se v tomto stádiu prosazuje topol osika a vrby (jíva, popelavá, nachová (*S. purpurea*), bílá (*S. alba*) a košíkářská (*S. viminalis*)) (Řehouňková & Prach 2006). Zpomalení až dlouhodobé zablokování sukcese bylo dokumentováno u písčoven v nejteplejších zemědělských oblastech České republiky, kde i po 75 letech převažovaly křovinaté travní porosty s rozptýlenými dřevinami (Řehouňková & Prach 2008).

Na lesnických rekultivacích se většina autorů zaměřuje, spíše než na vývoj dřevin, na vlastnosti půdy a opadu (Frouz et al. 2007). Studují, jak tyto vlastnosti ovlivňují druhovou bohatost mikroorganismů (Insam & Domsch 1988), bezobratlých (Holec & Frouz 2005, Hendrychová et al. 2012, Hendrychová & Bogusch 2016) a malých savců (Cudlín et al. 2010), či jak bezobratlí ovlivňují ostatní mikro- a makro- faunu na rekultivovaných místech (Frouz et al. 2006), případně na vliv bezobratlých na strukturu půdy rekultivovaných a nereakultivovaných ploch (Frouz et al. 2007 a).

Výjimkou je práce Mudráka et al. (2010), která sleduje vývoj vegetace v podrostu několika rekultivovaných uhelných výsypek starých 20–30 let osázených různými druhy dřevin (borovice lesní, modřín opadavý, smrk pichlavý (*Picea pungens*), smrk omorika (*Picea omorika*), olše lepkavá a lípa srdčitá). Na těchto stanovištích však nebyly zaznamenány žádné spontánně se vyskytující dřeviny.

V rámci lesnické rekultivace se na vlhčích místech vysazovaly meliorační (bříza bělokorá, olše lepkavá) nebo nenáročné, rychle rostoucí pionýrské dřeviny (topol osika, vrba jíva) (Frouz et al. 2008). Na terestrických stanovištích se v současnosti nejčastěji vysazuje borovice lesní (Gremlica et al. 2011). Lesnická rekultivace tvoří velmi kompaktní porosty s nízkou propustností světla, proto v porovnání s porosty vzniklými spontánní sukcesí nevytváří vhodné podmínky pro uchycení pionýrských ani pozdně sukcesních dřevin (Šebelíková et al. 2016). Na rekultivovaných uhelných výsypkách byl z původních samovolně uchycených dřevin zaznamenán pouze bez černý, a to až 26 let po založení rekultivace (Hodačová & Prach 2003). Podobně na rekultivacích s porostem olše lepkavé byly ve starých stádiích (25–35 let) pozorovány semenáčky buku lesního a dubu letního. Oba zaznamenané druhy se však prokazatelně více uchycují na stanovištích ponechaných spontánní sukcesí, a to i přesto, že substrát na rekultivovaných plochách měl vyšší obsah dusíku (Frouz et al 2015).

2.2.2 Nepůvodní druhy v ČR

Z lidské perspektivy se druhy dělí na původní a nepůvodní. V České republice bylo zaznamenáno 1454 nepůvodních druhů (33% z české flóry) (Danihelka et al. 2012), z nichž se většina (až 60%) nachází na člověkem přetvořených (Pyšek et al. 2002) případně živinami bohatých stanovištích (Chytrý et al. 2008). Podle úspěšnosti přežití a reprodukce ve volné přírodě se nepůvodní druhy rozdělují do dvou kategorií. Druhy přechodně zavlečené (*casual*) tvoří populace, jejichž přežívání závisí na činnosti člověka (nejčastěji opakovaným přísunem semen), zatímco naturalizované druhy (*naturalized, established*) vytvářejí populace, které bez přičinění člověka přežívají i několik životních cyklů. Samostatnou podskupinou v rámci naturalizovaných druhů tvoří tzv. invazní druhy rostlin, které produkují početné a reprodukce schopné potomstvo šířící se na velké vzdálenosti.

Dále se druhy dělí podle doby zavlečení. Archeofyty jsou druhy, které byly zavlečeny od začátku neolitu do konce středověku (tj. před objevením Ameriky do roku 1500 n. l.) a tvoří přibližně jednu čtvrtinu nepůvodních druhů. Jako neofyty se označují druhy zavlečené v novověku (po roce 1500 n. l.) a zahrnují zbylé tři čtvrtiny nepůvodních druhů (Pyšek et al. 2012). Druhy, které byly rozšířeny člověkem před počátkem neolitu (před 7 000 – 8 000 lety) se dle Pyška et al. (2004) neřadí mezi nepůvodní. Transport semen před zemědělskou revolucí se totiž pokládá za rovnocenný s rozšiřováním semen pomocí velkých savců.

Právě přísun diaspor je pro invazi stěžejní. Pokud je prostředí rezistentní vůči invazi je nutné dodat větší množství diaspor, aby druh mohl kolonizovat danou oblast (Colautti, Grigorovich & MacIsaac 2006). Přibližně 10% nepůvodních druhů, které na novou lokalitu proniknou se zde také uchytí (Richardson & Pyšek 2006). Z tohoto důvodu se pouze 10% stane invazními druhy a začnou ovlivňovat své prostředí (Kowarik et al. 1995). Jednou z možností je například produkce velkého množství špatně rozložitelného opadu, kterým disponuje, např. ořešák královský (*Juglans regia*) či akát (Mlíkovský & Stýblo 2006). Jedná se o druhy, jejichž listy obsahují velké množství sekundárních metabolitů jako jsou taniny či v případě akátu i různé fytotoxiny (Nasir et al. 2005). Tyto látky mohou inhibovat růst rostlin v širokém okolí (Petřík et al. 2007). U akátu však tato teorie byla potvrzena pouze laboratorně (Nasir et al. 2005). Akát také dokáže změnit světelné a půdní podmínky tak, aby se v jeho podrostu dařilo pouze stínomilným a nitrofilním rostlinám jako je bez černý či kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) (Vítková & Kolbek 2010).

Další výhodou pro nepůvodní druhy je nepřítomnost přirozených nepřátel (např. viry, patogeny) v kolonizovaném prostředí. Mohou se tak lépe a rychleji šířit, což bylo potvrzeno na evropských, zatím pouze bylinných, druzích zavlečených do Severní Ameriky (Mitchell & Power 2003). Ovšem Kaňák (2004) tvrdí, že tato hypotéza EICA (*Enemy Release Hypotesis*) platí i u dřevin, např. u borovice vejmutovky (*Pinus strobus*) se rzí vejmutovkovou, která se na kolonizovaných místech téměř nevyskytuje. Invazibilita (náchylnost k invazi) prostředí také může vzrůstat s vyšším množstvím zdrojů, které má společenstvo k dispozici („teorie fluktuace

dostupnosti zdrojů“ (*Theory of fluctuating resource availability*)). Tyto zdroje se mohou dostat do prostředí z vnějšího okolí, např. hnojením či zavlažováním, nebo snížením odčerpávání zdrojů, např. disturbancemi, které odstraní stávající vegetaci (Davis et al. 2000). Všechny výše uvedené schopnosti umožňují invazním druhům velmi účinně zasáhnout do sukcesního vývoje (např. změna směru, dlouhodobé blokování sukcese) na nejrůznějších antropogenně ovlivněných stanovištích (Řehouňková & Prach 2008).

2.2.3 Nepůvodní dřeviny na postindustriálních stanovištích

Dřeviny zaujímají zhruba 4% (keře necelých 9%) z celkového počtu nepůvodních druhů rostlin na území České republiky. Podíl archeofytů (8,5%) a neofytů (14,3%) je v případě těchto dřevin a keřů přibližně stejný (Pyšek et al. 2012).

Nepůvodní dřeviny se také velmi často uplatňují na posttěžebních lokalitách. Mezi prvními dvaceti nejčastěji se vyskytujícími druhy na těchto stanovištích se jako jediný invazní druh objevuje akát (Řehouňková et al. unpubl.), který současně patří mezi 40 nejinvazivnějších druhů světa (Richardson & Rejmánek 2011). Tento druh se uplatňuje na většině posttěžebních stanovištích (uhelné výsyvky, pískovny, čedičové lomy či kamenolomy), a to ve všech stádiích sukcese (Hodačová & Prach 2003, Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2006, Dvořáková 2011) i přesto, že je považován za pionýrský druh, který by se měl prosazovat na počátku sukcese (Vítková et al. 2017).

V mladých stádiích (1–10 let) se také na pískovnách a vytěžených rašeliništích uplatňuje javor jasanolistý (*Acer negundo*) a pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) (Bastl et al. 1997, Řehouňková & Prach 2006), na pískovnách se k nim připojuje topol kanadský (*Populus x canadensis*) (Řehouňková & Prach 2006). Na uhelných výsyvkách byla v těchto stádiích zaznamenána slivoň obecná (*Prunus insititia*) a střemcha pozdní (*Prunus serotina*) (Dvořáková 2011).

Ve středních stádiích (11–25 let) na výsyvkách mohou některé nepůvodní dřeviny tvořit dominanty porostu, např. dub červený (Dvořáková 2011) a modřín opadavý (Hodačová & Prach 2003). Na pískovnách je to především akát

(Řehouňková & Prach 2008), který se však velmi dobře uplatňuje i na dalších posttěžebních lokalitách jako jsou uhelné výsyvky (Hodačová & Prach 2003), čedičové lomy (Novák & Prach 2003) či kamenolomy (Dvořáková 2011). Na vytěžených rašeliništích se objevuje v tomto stádiu pajasan žláznatý, který byl pozorován i na pískovnách, ale v daleko menší míře, podobně jako javor jasanolistý (Bastl et al. 1997).

Ve starším stádiu (25 a více let) je poměrně často doložen výskyt javoru jasanolistého či dubu červeného z řady pískoven, uhelných výsypek či vytěžených rašeliništích (Bastl et al. 1997, Hodačová & Prach 2003, Šebelíková et al. 2016).

Nepůvodní dřeviny se často využívaly a na některých lokalitách se stále využívají k zalesňování vytěžených ploch. Jedná se především o invazní druhy, jakými jsou akát a dub červený, které se mohou nekontrolovatelně šířit do okolí a snižovat tak druhovou diverzitu (Řehouňková & Řehounek 2013). Také se často využívají jako rekultivační dřeviny smrk pichlavý, s. omorika (Mudrák et al. 2010), javor jasanolistý či modřín opadavý (Hodačová & Prach 2003).

2.2.4 Faktory prostředí ovlivňující uchycení dřevin na posttěžebních stanovištích

Bezprostředně po těžbě, kdy ještě není vyvinuta vrstva půdy, ovlivňuje sukcesí vegetace nejen absence živin, ale především nedostatek vody (Konvalinková 2006, Bastl et al. 1997, Pyšek & Prach 1994). Proto může být kolonizace dřevinami na extrémních stanovištích zpomalena (Pyšek & Prach 1994). Na stanovištích s jemnozrnným substrátem je také velmi častá větrná a vodní eroze (Grunwald et al. 1988), která způsobuje opakované návraty do mladších sukcesních stádií (Kovář et al. 2011). Extrémně vysychavá stanoviště (pískovny a zejména různé druhy odkališť) mohou být osídlena dřevinami především díky ektomykorhizním houbám (Frouz et al. 2015). Nejprve je třeba stabilizovat pohyblivý substrát, proto se na vzniku vegetačního krytu podílí od začátku významnou měrou mechorosty a lišejníky, postupně se rozvíjí bylinné patro a objevují se i náletové dřeviny, jako je bříza bělokorá, vrby nebo topol osika (Tropek et al. 2015). Pokud dojde k výsadbě monokulturního porostu dřevin, procento vytvořených mykorhiz se skoro o polovinu sníží (Frouz et al. 2015).

Dalšími faktory ovlivňujícími uchycování a růst dřevin jsou extrémní výkyvy teplot (Walker and del Moral 2003, Konvalinková 2006, Elgersma 1998).

Zejména na tmavě zbarveném a syčkém povrchu (např. rašelina či popílek) musí kolonizující dřeviny překonat další bariéru. Povrchové vrstvy se přehřívají a vysychají výrazně rychleji než spodní vrstvy (Konvalinková & Prach, 2010). Na některých postindustriálních stanovištích může dokonce docházet k hromadění solí v povrchové vrstvě, např. na popílkovištích (Kovář et al. 2011). Zato terénní nerovnosti na povrchu jako jsou nejrůznější sníženiny a rýhy vytvářejí vhodná mikrostanoviště (Reitschmiedová & Frouz 2016), kde se udržuje vlhkost a zachycují semena (Lorimer et al. 1994). Proto není vhodné na vytěžených lokalitách nákladně zarovnávat povrch (Řehounek et al. 2015).

Druhy postindustriálních stanovišť si vytvořily několik strategií k šíření svých diaspor. Nejčastěji se semena šíří pomocí větru (anemochorie), na postindustriálních stanovištích se jedná zejména o následující druhy – bříza bělokorá, b. pýřitá, borovice lesní, topol osika, lípa srdčitá, vrba jíva, v. popelavá, javor mléč a j. klen (*Acer pseudoplatanus*). Často semena dřevin na posttěžební lokality zavlečou i zvířata (zoochorie – endozoochorie, epizoochorie). Jedná se především o pozdně sukcesní dřeviny (jasan ztepilý, svída krvavá, dub letní a hlohy). A i řada dalších druhů dokáže využívat tento způsob, např. bez černý či invazní akát. Na vlhčích stanovištích se šíří semena pomocí vody (hydrochorie). Tímto způsobem se na postindustriální stanoviště šíří především olše lepkavá. Většina druhů však využívá kombinaci několika způsobů šíření semen, např. semena borovice lesní, břízy bělokoré, topolu osiky či javorů se šíří jak anemochorně, tak zoochorně (Kleyer et al. 2008, Hintze et al. 2013).

Vzdálenost, jakou urazí semena od mateřského stromu, závisí na jednotlivých druzích zvířat. Malí hlodavci či ptáci dovedou přenést semena, např. lísky obecné (*Corylus avellana*) do vzdálenosti několika metrů (Kiviniemi & Telenius 1998, Kubát & Machová 2010). Větší ptáci či hlodavci, např. sojka nebo veverka, mohou semena některých dřevin, zejména dubu či buku, šířit až do vzdálenosti několika set metrů od mateřského stromu (Kollmann & Schill 1996). Velcí savci dokáží semena uchycená v srsti rozšířit na vzdálenost přesahující 1 km v okruhu od mateřského stromu

(Heinken & Raudnitschka 2002). Pokud zvířata přenášejí diaspory v trávicím traktu, mohou se semena dostat až do vzdálenosti několik kilometrů od mateřského stromu (Myers et al. 2004). Endozoochorní způsob šíření je charakteristický především pro pozdně sukcesní dřeviny (Prach 1987). Hlavní překážkou pozdně sukcesních dřevin, např. buky či duby, při osidlování časných sukcesních stádií nejsou nepříznivé půdní podmínky, které zde panují (např. nedostatek dostupného dusíku či dalších živin), ale právě dostupnost, predace a omezené šíření semen (Lichter 2000, Walker et al. 2007).

Pro šíření semen je důležitá i jejich velikost. Malá semena se mohou díky větru šířit do všech stran a na velkou vzdálenost. Protože se směr a síla větru neustále mění, semena se dostávají na různá stanoviště a konkurenčně slabé semenáčky tak nemusí čelit vysoké konkurenci vlastního druhu (Stanturf 2016). Většina anemochorních semen (např. topoly) se však potřebuje rychle uchytit na příhodném místě, protože velmi rychle ztrácí schopnost klíčit (Šerá 1995). Nejčastěji se dostávají do prohlubní, kde se vytváří větrné turbulence a semena jsou tak vtažena dovnitř (Dalling et al. 2002). Větrem se šíří většina pionýrských dřevin (břízy, topoly a vrby) (Stanturf 2016). Čím dál se semena transportují od mateřského stromu, tím mají jejich semenáčky větší šanci na přežití (Wenny & Levey 1998, Nathan et al. 2000). Podle Janzen – Connellova modelu se v blízkosti mateřského stromu nachází nejvíce predátorů (herbivorní hmyz či parazitické houby), kteří mohou ohrozit vyklíčení semen (Comita et al. 2014). Tuto teorii také potvrzují Hall et al. (1992), kteří tvrdí, že k mateřskému stromu se stahují i herbivorní savci nacházející zde kvalitnější potravu v podobě těžkých výživných semen (např. duby). Pro většinu druhů by však znamenala blízkost mateřského stromu a příbuzných semenáčků nedostatek zdrojů – především světla (Nakashizuka 2001), živin (Comita et al. 2014) a vody (Gerhardt 1996). Některé druhy mohou dokonce vypouštět do půdy chemické (alelopatické) látky, které ztěžují růst nejen okolních jedinců (Spurr & Barnes, 1973), ale dokonce i jedinců vlastního druhu (Slavíková 1986).

Rozptyl semen je první krok k uchycení semenáčků, nezaručuje však jejich úspěšnost (Glenn-Lewin, Veblen & Peet 1992). Jedním z faktorů, které mohou zabránit úspěšnému vyklíčení a uchycení semenáčků je nepříznivý opad (Archibold 1980), jehož výluhem se dostanou do půdy alelopatické, a to především fenolické látky,

např. lignin. Ten tvoří listy některých pozdně sukcesních dřevin (např. buky či smrky), které po dopadu na zem vytváří kyselý opad. Ten snižuje pH půdy, může brzdit dekompozici a negativně tak ovlivňovat své okolí (Augusto et al. 2002). Pokud se semena v pozdějších stádiích sukcese dostanou do tohoto špatně odbouratelného opadu, může se procento vyklíčených semenáčků snížit až o polovinu (Sydes & Grime 1981, Dalling & Hubbell 2002). Naopak dřeviny s vysokým obsahem bázi v listech (lípy či jasany) zvyšují koncentraci kationtů, a tedy i pH v půdě a vytvářejí tak příznivější prostředí pro klíčení semen (Augusto et al. 2002). Kromě půdních podmínek může procento vyklíčených semen snížit predace, a to především hlodavci (Lorimer et al. 1994, Smit et al. 2002). Ti se nejčastěji zaměřují na semena pozdně sukcesních druhů (borovice, duby) (Lichter 2000). Podle Crawleyho & Longa (1995) se na predaci semen zejména dubu letního nejvíce podílejí sojky, holubi, myšice křovinné a další, především bezobratlí býložravci. Jejich zásluhou může být zničeno až 1000 žaludů během 24 hodin. Pokud se semena dostanou pod povrch země, predace se může až 26krát zpomalit a zvýší se tak šance na jejich vyklíčení (Crawley & Long 1995). Veverky a někteří další hlodavci vyhledávají jako potravu spíše menší semena např. lísky (Laborde & Thomson 2012).

Ani po vyklíčení nemají semenáčky stále 100% šanci dožít se dospělosti. Často totiž dochází k jejich vytrhávání ptáky či savci (Dalling & Hubbell 2002). Na otevřenějších stanovištích bylo doloženo vytrhávání semenáčků i s kořeny u druhů kalina či tis (Crawley & Long 1995). Častěji však pozorujeme pouze okus herbivory, který může mít také negativní dopad na přežívání semenáčků (např. hlohy či lísky) (Laborde & Thomson 2012). Dále může docházet k sešlapu semenáčků především spárkatou zvěří (Dalling & Hubbell 2002), což se děje zejména v zimním období na lokalitách s větší koncentrací velkých savců. V tomto období jsou totiž jako potravina preferována buď výživově hodnotná semena, nebo vzrostlejší dřeviny (Hall et al. 1992).

2.3 Charakteristika vybraných druhů dřevin

Pro tuto práci byly vybrány tři původní pozdně sukcesní (*Fagus sylvatica*, *Quercus robur* a *Picea abies*) a tři nepůvodní (*Robinia pseudacacia*, *Quercus rubra* a *Larix decidua*) druhy dřevin. Výběr dřevin byl přizpůsoben požadavkům SCHKO Třeboňsko tak, aby se jednalo o druhy běžně se vyskytující nejen na území CHKO Třeboňsko (AOPK 2007), ale také v bezprostřední blízkosti zkoumaných těžeben (ÚHÚL 2000, Wimmer 2014, vlastní pozorování). Jedním z výstupů bakalářské práce je i praktické doporučení týkající se obnovy pískoven.

Tab. 1: Charakteristiky vybraných druhů dřevin. ¹Kubát et al. 2002, ²Hejný & Slavík 1992, ³Hejný & Slavík 1990, ⁴Slavík 1995, ⁵Dušek 1997, ⁶Mlíkovský & Stýblo 2006, ⁷ČZU 2006 a, b, ⁸Kleyer et al. 2008, ⁹Hintze et al. 2013.

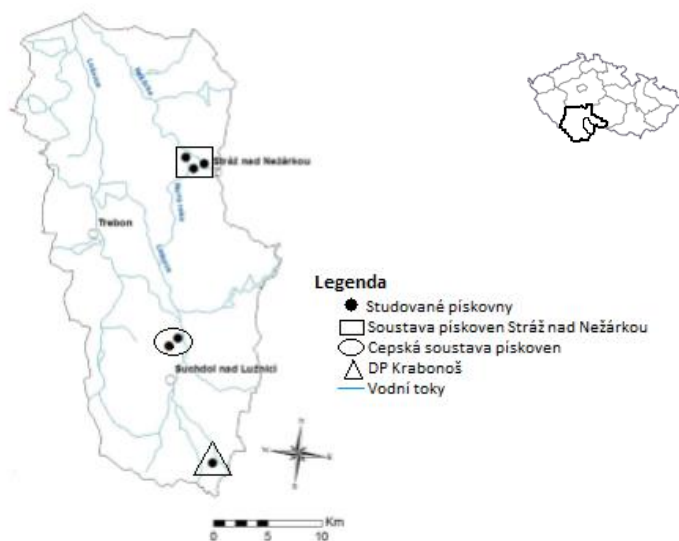
	PŮVODNÍ DRUHY			NEPŮVODNÍ DRUHY		
	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Larix decidua</i>	<i>Quercus rubra</i>
taxon. příslušnost¹	Fagaceae	Pinaceae	Fagaceae	Fabaceae	Pinaceae	Fagaceae
původ	západní, střední a jižní Evropa ²	střední a jihovýchodní Evropa ³	Evropa ²	Severní Amerika ⁴	Alpy, jesenické předhůří, Karpaty, Polsko ³	Severní Amerika ²
nadmořská výška (m. n. m.)	500 – 800 ²	nad 1 100 ³	do 600 ²	do 500 ⁴	400 – 1 500 ³	do 600 ²
pH⁵ (in KCl)	5,8 – 6,2	4,8 – 5,2	5,2 – 5,7	5,0 – 8,0 ⁶	4,0 – 7,5	5,2 – 5,7
úživnost stanoviště	bohatá (hl. Ca) ²	bohatá ³	bohatá ²	bohatá ⁶	chudší ³	– bohatá ⁶
vlhkost půdy	střední ²	střední – vysoká ³	střední – vysoká ²	nízká – střední ⁶	střední – vysoká ⁶	střední ⁶
nároky na světlo	tolerance k zastínění ²	stín až polostín ³	světlo ²	nízká tolerance k zastínění ⁶	střední světlo ⁶	polostín ⁶
váha 1000 semen (g)⁷	250	5,5 – 8,0	2600 – 4350	20	5,0 – 8,0	2700 – 4000
způsob klíčení	epigeicky	epigeicky	hypogeicky	epigeicky	epigeicky	hypogeicky
způsob šíření^{8,9}	antropochorie, zoochorie	anemochorie, antropochorie, hydrochorie, zoochorie	autochorie, antropochorie, zoochorie	vegetativně, anemochorie, zoochorie, antropochorie	anemochorie, antropochorie	zoochorie, autochorie, antropochorie

3. Metodika

3.1 Popis lokality

3.1.1 Charakteristika území

Všechny tři komplexy studovaných pískoven se nacházejí v chráněné krajinné oblasti (CHKO) Třeboňsko. Ta leží v Třeboňské pánvi mezi městy Veselí nad Lužnicí a Českými Velenicemi na území Jihočeského kraje s rozlohou 700 km² (Albrecht 2003). Oblast je charakterizována jako mírně teplá, mírně vlhká s mírnou zimou (MIG – ESP, 2016). Průměrná teplota se pohybuje kolem 8 °C a průměrné roční úhrny srážek dosahují až 700 mm (Hátle 2008). Třeboňsko je od roku 1977 zařazeno do sítě biosférických oblastí UNESCO, o dva roky později bylo vyhlášeno chráněnou krajinnou oblastí. Mezinárodní význam dokazuje i zařazení do soustavy chráněných území NATURA 2000 a dvě mokřadní lokality jsou chráněny Ramsarskou úmluvou (Třeboňská rašeliniště a Třeboňské rybníky). Ani z ornitologického hlediska není cennost území zanedbatelná. Třeboňsko patří mezi významné ptačí území IBA (Important Bird Area) (Hátle 2008).



Obr. 1: Poloha studovaných pískoven v CHKO Třeboňsko. Soustava Stráž nad Nežárkou: Novosedly nad Nežárkou, Plavsko – Na Planinkách, Pístina a Stráž nad Nežárkou. Cepská soustava pískoven: Cep I a II. Mapa vpravo nahoře znázorňuje polohu CHKO Třeboňsko v rámci České republiky.

3.1.2 Geologie a geomorfologie

Studované území leží v Lomnické pánvi, která je součástí pánve Třeboňské. Oblast se vyznačuje především plochým až mírně zvlněným terénem. Podloží je tvořeno horninami moldanubika. Pánev je vyplněna druhohorními a třetihorními sedimenty. Usazeniny jsou tvořeny především barevnými pískovci, slepenci, jílovci, prachovci, jíly a písky různého stupně zpevnění a zrnitosti, diatomity a křemenci. Nalezneme zde také rozsáhlé nánosy říčních štěrků a písků, pravděpodobně pozdně pliocenního až pleistocenního stáří v říčních nivách Lužnice a Nežárky (Chábera 1985). Zřejmě v posledním glaciálu nebo postglaciálu vznikly vyvátím jemných částic z naplavenin těchto řek ochrannářsky cenné váté písky (Albrecht 2003), především v okolí Vlkova (Chábera 1985). Na území CHKO Třeboňsko se nacházejí také rozsáhlá rašeliniště. Těžba rašeliny se soustředila především do nesouvislého pásu od Veselí nad Lužnicí po České Velenice. (Chábera 1985).

3.1.3 Hydrologie

Chráněnou krajinnou oblastí Třeboňsko protéká meandrující řeka Lužnice, která odvodňuje hlavní část Třeboňské pánve. V jejím okolí se nachází přes 500 trvale zvodnělých tůní a starých meandrů. Součástí Třeboňska jsou i další toky např. Nežárka, Nová řeka či Dračice. Nachází se zde také složitá síť umělých stok a kanálů sloužících k napájení i vypouštění rozsáhlých soustav rybníků, které pokrývají více než 10% chráněné oblasti (Jeník et al. 1996). Podle Hátleho (2008) se zde nalézají 465 rybníků pokrývajících více než 10% chráněné oblasti. Největší rozlohu má rybník Rožmberk (647 ha). Západní část CHKO se stala roku 1982 součástí Chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV) Třeboňská pánev, vyhlášená za účelem ochrany bohatství podzemních vod (Hátle 2008). Pod tuto ochranu spadají také studované pískovny dobývací prostor (DP) Krabonoš a DP Cep I a II (VÚV TGM 2017). Mezi nejmladší vodní útvary patří rozsáhlé vodní plochy vytvořené těžbou štěrkopísku (Hátle, 2014). Jedná se většinou o hluboká bezodtoká umělá jezera, která znamenají zvýšené riziko ochrany kvality podzemních vod (Hátle 2008).

3.1.4 Vegetace

Z hlediska využití krajiny zabírají největší část území lesy (43%) a to především kulturní porosty s borovicí lesní a smrkem obecným, zatímco zemědělská půda pokrývá necelou třetinu (28%) její plochy (Jeník et al. 1996). Jako potenciální přirozená vegetace je však na většině území uváděna druhově chudá acidofilní doubrava (*Genisto germanicae-Quercion*) s dubem letním (Neuhäuslová – Novotná 1998), ke kterému přistupuje bříza bělokorá případně další druhy stromů – jedle bělokorá, borovice lesní, topol osika nebo jeřáb břek (*Sorbus torminalis*). Také v bylinném patře převažují acidofilní druhy trav – kostřava ovčí (*Festuca ovina*) a lipnice hajní (*Poa nemoralis*) spolu s keříčky brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*) (Chytrý 2010). Tato vegetace je typická především pro živinami chudé oblasti (Neuhäuslová – Novotná et al. 1998) jako jsou sekundárně vzniklá stanoviště po těžbě šterkopísku (Hátle 2014).

Charakteristickou součástí vegetace v této oblasti jsou také písčité trávníky s paličkovcem šedavým (*Corynephorus canescens*), který doprovází koleneček Morisonův (*Spergula morisonii*) či acidofyty jako je metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*) a různé kostřavy (kostřava drsnolistá (*Festuca brevipila*), k. tenkolistá (*F. filiformis*), k. ovčí) (Chytrý 2010). V současnosti je tato vegetace omezená jen na dva zachovalé písčité přesypy a lemy podél cest. V souvislosti s těžbou písku se však tento typ vegetace šíří do řady dobývacích prostorů jako např. Stráž nad Nežárkou nebo Cep (Neuhäuslová – Novotná et al. 1998).

Dalším přírodním fenoménem jsou lužní lesy v periodicky přeplavované nivě řeky Lužnice, jejíž okraj zasahuje na území obce Halámky (Prach et al. 1996). Převážně se jedná o střemchové doubravy (*Pruno padi-Quercetum roboris*) s převahou dub letní, olšiny s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*), mokřadní olšiny (svaz *Alnion glutinosae*) a společenstva rákosin a vysokých ostřic (Chytrý 2010).

Podle Albrechta (2003) lze na humolitech nalézt i blatkové bory (*Pino rotundatae-Sphagnetum*) s podrostem rojovníku bahenního (*Ledum palustre*) a ostřicovorašeliníková společenstva. Dále také společenstva tříd *Utricularietea* a *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* (Navrátilová & Navrátil 2005).

3.1.5 Studované pískovny

DP Cep I a II se nalézají mezi obcemi Suchdol nad Lužnicí (jih) a Majdalena (sever) v nadmořské výšce 443 m. n. m. Na západě je tento prostor ohraničený obcí Cep, na východě tuto soustavu lemuje řeka Lužnice. Jezero Cep I leží na východ od silnice I. třídy spojující Třeboň a Suchdol nad Lužnicí a je propojeno kanálem s nejdelším jezerem Cepské soustavy (Cep). Celá soustava pískoven představuje jeden rozsáhlý komplex těžeben. V jeho okolí se nachází hospodářský borový les s podrostem tvořeným zejména brusnicí borůvkou. Dále budou zmíněny pouze DP Cep I a II, kde jsou umístěny studované plochy.

Celková výměra DP Cep I činí v současné době 124 ha (ČBÚ 2016). Do této rozlohy spadá i rozsáhlá, těžbou vyhloubená vodní nádrž s plochou 40 ha (Suchá & Chobotská 2005). Báňský úřad vyhlásil tento dobývací prostor již v roce 1981 (ČBÚ, 2016), ale vlastní těžba zde začala až v roce 1983 (Suchá 2002). Po šesti letech se těžba přibližně na 10 let pozastavila a následně pokračovala v severozápadní části DP Cep I (Šimková 2005). Právě v tomto prostoru vznikla, v letech 2002–2006 díky spolupráci SCHKO Třeboňsko a firmě Českomoravský štěrk a. s. sukcesní plocha o rozloze přibližně 6 ha. Součástí biocentra jsou oligotrofní mokřady, otevřené písčiny (Schmidtmayerová 2013) i spontánně zarůstající svahy náletem dřevin (Polaufová 2006). Okolí pískoven je zalesněno převážně borovicí lesní s příměsí dubu letního (Schmidtmayerová 2013).

DP Cep II byl stanoven v roce 1979 (Řehouňková et al. 2012). V současnosti jeho rozloha činí 101 ha (ČBÚ 2016). Těžba štěrkopísku probíhá od roku 1980 až do současnosti. Jedná se především o dobývání písku tzv. mokrou cestou (z vody), proto převážnou část prostoru vyplňuje jezero. V současnosti jeho rozloha dosáhla 29 ha (Řehouňková et al. 2012). Příbřežní zóna podél vodní plochy v západní části dobývacího prostoru byla po ukončení těžby v roce 1999 ponechána samovolnému vývoji (Řehouňková & Řehounek 2013). Ve spolupráci se SCHKO Třeboňsko byly břehy jezera vytvarovány do mělkých zátočin a tůní, strmé svahy zalesněny borovicí lesní a doplněny příměsí dubu letního (Řehouňková et al. 2012). Na území pískovny se proto kromě lesnický rekultivovaných částí nacházejí také spontánně zarostlé plochy v různých

sukcesních stádiích (2-30 let po ukončení těžby), které vytvářejí pestrou mozaiku různě vlhkých stanovišť. Proto nejen složení vegetace, ale také živočišstva (zejména bezobratlí), je na tomto poměrně malém prostoru pestré (Řehouňková et al. 2012).

DP Krabonoš (pískovna Halámky) je jedno z nejvýznamnějších ložisek živců a štěrkopísků. Nachází se přibližně 1 km severně od hraničního přechodu do Rakouska, východně od silnice první třídy I/24 ve směru Třeboň – Halámky. Na severozápadě ohraničuje DP obec Halámky, jihozápadně pak obec Nová Ves nad Lužnicí (Beton server 2006).

Těžba zde probíhá od roku 1968, ukončení je plánováno do roku 2030 (Charouzek 2012). V současné době má DP rozlohu 193 ha (ČBÚ 2016). Vodní plocha zabírá cca 120 ha této výměry (Charouzek 2012). V minulosti byl DP Krabonoš o 50 ha rozsáhlejší (AOPK 2007), ale tato část byla po ukončené rekultivaci z dobývacího prostoru vyjmuta. Kromě hydrické rekultivace (prostor s nově vytvořenou vodní plochou v důsledku těžby) zde byla prováděna lesnická rekultivace, především výsadba borovice lesní. V současnosti zabírají plochy ponechané spontánnímu vývoji přibližně 2% plochy. Jedná se o několik mokřadních biotopů (Charouzek 2012). Do budoucna plán rekultivace počítá s větším využitím přírodě blízké obnovy (Charouzek 2007), a to až na 20% prostoru (Charouzek 2012).

Soustava čtyř dobývacích prostor Novosedly nad Nežárkou, Plavsko – Na Planinkách, Pístina a Stráž nad Nežárkou se nachází mezi obcemi Stráž nad Nežárkou a Mláka na sever od silnice II. třídy v úseku Třeboň – Jindřichův Hradec. DP Stráž nad Nežárkou a DP Pístina jsou od sebe odděleny závěrným svahem a společně tvoří vyhrazené ložisko Stráž nad Nežárkou. Na východě odděluje řeka Nežárka tento malý komplex od DP Plavsko – Na Planinkách. Západně je ohraničen Novou řekou, která tento prostor odděluje od DP Novosedly nad Nežárkou (Bubák 2007).

DP Novosedly nad Nežárkou se rozkládá na 24,7 ha (ČÚZK 2016). V letech 1989–1991 zde probíhala těžba štěrkopísku, bezprostředně po ní následovala lesnická rekultivace s výsadbou borovice lesní (Schmidtmayerová 2013). Vodní plocha, která zde při těžbě také vznikla, představuje velký potenciál z hlediska rekreace. Ten se dle Mencla

(2012) plánuje naplno využít. V roce 1999 byl změněn plán rekultivace tak, aby malá část prostoru byla ponechána spontánní sukcesi (Schmidtmayerová 2013).

DP Plavsko – Na Planinkách je již dotěžené nevyhrazené ložisko šterkopísku s výměrou 13 ha. Těžba zde byla zahájena v roce 1997. Od roku 2005 zde probíhala těžba jen vzácně, a to až do roku 2010, kdy bylo dobývání šterkopísku ukončeno. Pod vedením SCHKO Třeboňsko zde bylo v rámci rekultivace vytvořeno rozsáhlejší umělé jezero s mnoha nestejně hlubokými tůňmi a depresiemi. Okolí těchto vodních ploch bylo ponecháno samovolnému vývoji (Calla 2016), což napomohlo zvýšení diverzity prostředí a vytvoření vhodných stanovišť pro cílové organismy (Šebelíková et al. 2016).

V DP Pístina se těží již od roku 1968. V roce 2001 dosahovala jeho rozloha 85 ha. V následujících letech po ukončení rekultivace byla část území z DP vyjmuta. V roce 2016 proto činila rozloha pouze 33 ha (ČBÚ 2016), s nimiž se do budoucna počítá pro těžbu šterkopísku. Do roku 2010 na části plochy probíhala suchá těžba a následně bylo vytěžené území zalesněno borovicí lesní (UBS 2005). V současnosti je těžba pozastavena a přesunuta do DP Stráž nad Nežárkou (ČBÚ 2016).

DP Stráž nad Nežárkou o rozloze 12,6 ha byl stanovený v roce 1990 a plynule navazuje na DP Pístina (ČBÚ 2016). Teprve roku 2010 započala vlastní těžba, která probíhá dvěma způsoby, a to nad hladinou podzemní vody (suchá) a z vody (mokrá). Ukončení těžby je plánováno na rok 2027. Podle rekultivačního plánu se zde vytvoří několik menších vodních ploch a dvě velká těžební jezera. Pláže a navazující zatravněné plochy budou po ukončení těžby vyhrazeny k rekreaci. Část plochy, která nebude určena pro odpočinek návštěvníků, se podle plánu ponechá samovolnému vývoji. V další fázi se počítá také s vybudováním mokřadů, litorálních pásem a uměle zbudovaných strmých stěn pro hnízdění břehule říční. Na plochách, kde nebude možné provést tyto zásahy, je plánována lesnická rekultivace. Cílem jednání mezi SCHKO Třeboňsko, těžební firmou a dalšími zainteresovanými účastníky (majitelé pozemků apod.) je dosažení biologické kvality území a následné zařazení těžbou ovlivněného prostoru mezi již vzniklé prvky územního systému ekologické stability (ÚSES) v okolí DP Stráž nad Nežárkou (Bubák 2007).

3.2 Experimentální část

Při pokusu byly vysévány následující pozdně sukcesní dřeviny – *Fagus sylvatica* (Fs), *Picea abies* (Pa), *Quercus robur* (Qn) a nepůvodní druhy dřevin – *Larix decidua* (Ld), *Robinia pseudacacia* (Rp, Rh) a *Quercus rubra* (Qr). Semena akátu mají velmi pevné osemení, k jehož postupnému narušování dochází přes zimu (Masaka & Jamada 2017). Protože byl experiment založen až na jaře (omezení míry predace semen), byly vysety dva typy semen *Robinia pseudacacia* – hydrolyzovaná (Rh) a pro kontrolu také nehydrolyzovaná (Rp). V případě hydrolyzované varianty byla semena namáčena 3x po 15 sekundách ve vodě o 90 °C, aby se urychlilo klíčení semen (Grime et al. 1981). Semena byla pořízena od státního podniku Lesy ČR ze semenářského závodu Týniště nad Orlicí.

Na každé velké experimentální ploše byl odebrán směsný půdní vzorek pro stanovení pH v KCl, procentuálního obsahu uhlíku (C), dále množství fosforečnanů (PO₄), dusičnanů (NO₃) a celkového dusíku (N) v mg/kg. Z technických důvodů se nepodařilo vyhodnotit ve stanoveném termínu procentuální podíl Ca. Na odečítaných plochách byla také určena výška opadu v centimetrech. Analýza vzorků půdy byla vyhotovena analytickou laboratoří Botanického ústavu AV ČR v Třeboni.

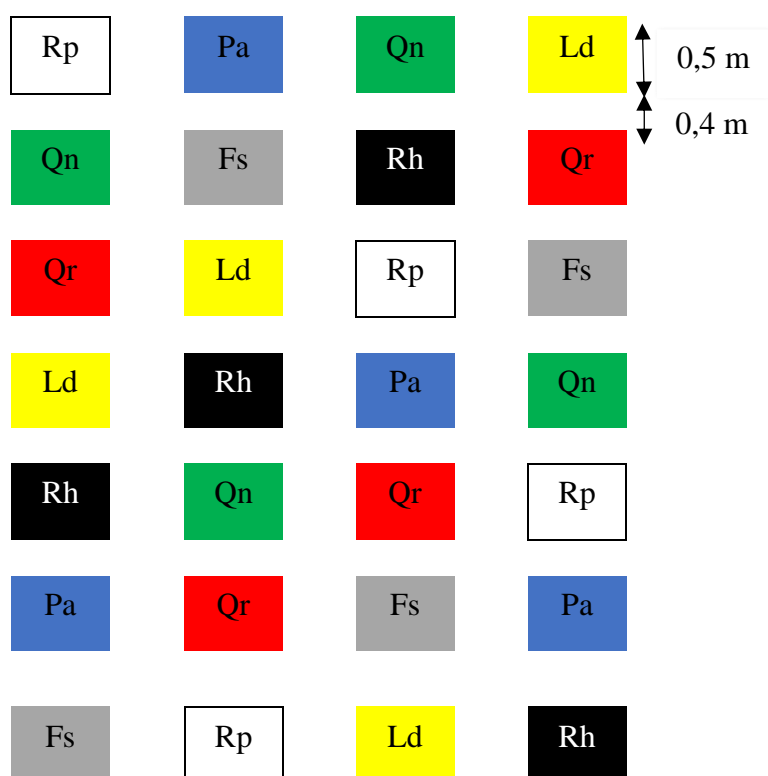
Na každé velké ploše byl umístěn datalogger (TMS3, firma TOMST), který zaznamenával údaje o vlhkosti půdy, teplotě vzduchu, teplotě povrchu půdy a teplotě cca 6 cm pod povrchem půdy. K vizualizaci dat byly použity pouze hodnoty důležité pro růst semenáčků, a to vlhkost půdy a teplota při povrchu půdy (Příloha 3). Dále byla převzata data o chodu denních teplot v období od dubna do října 2016 z Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) Třeboň (Příloha 2).

Nejprve byla laboratorně zjištěna klíčivost v klimaboxu (12 hodin světla při 18 °C, 12 hodin tmy při 15 °C). Od každého druhu bylo vyseto celkem 200 semen (50 semen po 4 opakování) do misek se sterilním pískem (100 °C po dobu 1 hodiny v laboratorní sušárně Venticell 222). Pokus probíhal po dobu šesti týdnů od 12. 4. do 30. 5. 2016 a substrát byl po celou dobu pravidelně zvlhčován.

Terénní experiment byl prováděn ve třech komplexech treboňských pískoven. V každé z těžeben byly vybrány plochy se dvěma odlišnými způsoby obnovy

(spontánní sukcese vs lesnická rekultivace), a to vždy ve třech věkových stádiích – mladé (2–3 roky), střední (8–11 let) a starší (20–25 let). Stáří porostu bylo určeno podle doby od ukončení těžby na jednotlivých lokalitách. Na každém z těchto 18 míst byla vytyčena jedna experimentální plocha, každá o rozloze 25 m². Plochy byly vybrány vždy uprostřed reprezentativního homogenního porostu bez dodatečného narušování (např. mimo stezky, průřezky apod.) Uvnitř každé velké plochy bylo vymezeno 28 dílčích plošek (0,5 x 0,5 m) tak, aby okolo každé plošky zůstal ochranný pás o šířce 0,4 m. Do těchto malých plošek bylo vyseto po 50 semenech od každého druhu, a to ve čtyřech opakování (celkem 200 semen na jednu velkou experimentální plochu). Umístění semen daného druhu bylo určeno generováním náhodných čísel (Obr. 2). Pokus byl založen 7. 4. 2016 na DP Cep I, II a DP Krabonoš. Na komplexu těžeben Stráž nad Nežárkou byl pokus založen 14. 4. 2016. Počty vyklíčených semenáčků byly po zaznamenání prvních vyklíčených semen (začátek června) odečítány vždy po měsíci, a to až do října (celkem 5 pozorování). V blízkosti experimentálních ploch byl zaznamenán odnos semen dubu letního sojkami. Tato semena nebyla započítána do výsledků, nebylo totiž možné rozlišit, zda se jedná o semena z plošek či z mateřských stromů vzdálených v okruhu 2 km od experimentálních ploch.

V blízkosti každé experimentální plochy byl začátkem srpna pořízen fytoecologický snímek o ploše 5 x 5 m. Vizuálním odhadem byla stanovena pokryvnost mechového (E^0), bylinného (E^1), keřového (E^2) a stromového (E^3) patra (Moravec et al. 1994). Pokryvnost byla odhadována přímo v procentech (Příloha 1). Botanická nomenklatura byla sjednocena podle Kubáta et al. (2002).



Obr. 2: Schéma pokusu: rozložení druhů na velkých pokusných plochách v nichž jsou umístěny menší plošky o rozměrech 0,5 x 0,5 m s mezerami 0,4 x 0,4 m. Použité druhy: Fs – *Fagus sylvatica*, Ld – *Larix decidua*, Pa – *Picea abies*, Qn – *Quercus robur*, Qr – *Quercus rubra*, Rh – *Robinia pseudacacia* (hyd.), Rp – *Robinia pseudacacia* (nehyd).

3.3 Zpracování dat

Pro vyhodnocení počtu semenáčků jednotlivých dřevin na konci sezóny ve třech sukcesních stádiích na různě obnovených plochách byla zvolena dvoucestná ANOVA následovaná Tukeyho testem. Tato analýza mohla být použita, protože pokus zahrnoval dostatečné množství pozorování, aby nedošlo k narušení předpokladů pro jeho použití a následná transformace dat přirozeným logaritmem snížila narušení normality dat (Lepš & Šmilauer, 2016). Jako závislá proměnná byl zadán počet vyklíčených semenáčků při konečném, tj. pátém odečtu v říjnu 2016. V této i následující analýze byly jako kategoriální proměnné zadány typ obnovy a stáří porostu (tj. věk sukcesního stádia).

Semena klíčila ve dvou vlnách, proto bylo přežívání semenáčků za rok 2016 vyjádřeno jako poměr vyklíčených semenáčků při konečném (5.) odečtu v říjnu / maximální počet vyklíčených semenáčků a vyhodnoceno dvoucestnou ANOVOU následovanou Tukeyho testem. Kvůli velké variabilitě přežívání semen (0–100%) v rámci jednotlivých plošek neexistuje vhodná analýza pro zpracování těchto dat, a proto byl jako kompromisní řešení zvolen výše uvedený postup. Jako závislá proměnná byl zadán poměr vyklíčených semenáčků při konečném (5.) odečtu / maximální počet vyklíčených semenáčků. Data byla v tomto případě transformována arcsinovou transformací, protože se jedná o poměr (přežité semenáčky/maximální počet semenáčků) a v datech se objevovalo větší množství hodnot menších než 0,3 a větších než 0,7.

U nehydrolizovaných semen akátu byla naměřena jen nepatrná klíčivost, která byla stanovena pouze pro porovnání s hydrolyzovanou variantou. Proto nebyly tyto hodnoty statisticky vyhodnocovány.

Veškerá data byla analyzována v programu Statistica 12 (StatSoft 2012).

4. Výsledky

4.1 Laboratorní stanovení klíčivosti semenáčků vybraných dřevin

Klíčivost semen stanovená v klimaboxu je zobrazena společně s hodnotami udanými dodavatelem semen, podnikem Lesy ČR (Tab. 1).

Tab. 1: Laboratorní klíčivost semen sledovaných druhů dřevin.

	Laboratorní klíčivost (%)	Klíčivost dle Lesů ČR (%)
<i>Quercus robur</i>	34,5	66
<i>Fagus sylvatica</i>	33	63
<i>Picea abies</i>	37,5	94
<i>Larix decidua</i>	51,5	56
<i>Quercus rubra</i>	74	68
<i>Robinia pseudacacia</i>	4	79
<i>Robinia pseudacacia</i> ^{hyd.}	83	79

Z tabulky (Tab. 1) je patrné, že u původních druhů dřevin byla v klimaboxu stanovena přibližně poloviční klíčivost v porovnání s hodnotami uvedenými dodavatelem, tj. podnikem Lesy ČR. V případě nepůvodních druhů se klíčivost blížila hodnotám stanoveným Lesy ČR, případně byla i mírně vyšší. Jedinou výjimkou byl akát. V případě nehydrolyzované varianty byla naměřena klíčivost 20x nižší než hodnota udaná dodavatelem.

4.2 Uchycování a přežívání semenáčků vybraných dřevin v těžebnách

4.2.1 Terénní klíčivost semenáčků a charakteristiky sledovaných ploch v těžebnách

Porovnání terénní osmi týdenní klíčivosti s laboratorní klíčivostí, které probíhaly přibližně stejnou dobu a maximální terénní klíčivostí je zobrazeno v tabulce (Tab. 2).

Tab. 2: Terénní klíčivost semen dřevin. Maximální terénní klíčivost – průměr maximálního počtu vyklíčených semenáčků během experimentu. Terénní klíčivost po osmi týdnech od vysetí – průměrný počet vyklíčených semenáčků při prvním odečtu na jednotlivých lokalitách. Druhy ovlivněny predací jsou označeny (*).

	Terénní klíčivost maximální (%)	Terénní klíčivost Po 8 týdnech (%)	Laboratorní klíčivost (%)
<i>Quercus robur</i> *	3,7	1	34,5
<i>Fagus sylvatica</i> *	9,3	6,8	33
<i>Picea abies</i>	13,6	7,7	37,5
<i>Larix decidua</i>	7,8	5,2	51,5
<i>Quercus rubra</i> *	16,2	5,3	74
<i>Robinia pseudacacia</i>	1,9	0,7	4
<i>Robinia pseudacacia</i> ^{hyd.}	12,1	6,3	83

Terénní klíčivost byla u všech druhů dřevin několikanásobně nižší, než naměřená laboratorní klíčivost v klimaboxu (až osminásobný rozdíl byl zaznamenán u semen modřínu). Klíčivost semen zaznamenaná při prvním odečtu v terénu (přibližně po stejné době jako u testu klíčivosti v klimaboxu) byla výrazně nižší v porovnání s maximální klíčivostí semen v terénu (Tab. 2). Je tedy patrné, že na začátku června, kdy byl proveden první odečet semenáčků, nevyklíčila všechna životaschopná semena.

Výsledky půdních analýz pro jednotlivá stádia na spontánních a lesnický rekultivovaných plochách jsou zaznamenány v tabulce (Tab. 3).

Tab. 3: Vegetační a půdní charakteristiky studovaných ploch, rozdělených podle způsobu obnovy a stáří ploch (průměr ± směrodatná odchylka). Pokryvnost: E⁰ – mechové patro, E¹ – bylinné patro, E² – keřové patro, E³ stromové patro.

Způsob obnovy stádium	Lesnická rekultivace			Spontánní sukcese		
	mladé	střední	starší	mladé	střední	starší
vegetační charakteristiky						
<i>Pokryvnost</i>						
E ³ (%)	0	70 ± 0	50 ± 10	0	23,3 ± 20,8	46,7 ± 30,6
E ² (%)	31,7 ± 7,6	0,3 ± 0,6	0	0	20 ± 34,6	16,7 ± 28,9
E ¹ (%)	30 ± 26,5	38,3 ± 38,2	25 ± 8,7	28,3 ± 28,4	38,3 ± 28,4	36,7 ± 15,3
E ⁰ (%)	21,7 ± 25,7	36,7 ± 15,3	66,7 ± 15,3	21,7 ± 24,7	43,3 ± 35,1	25 ± 18
druhá bohatost	19 ± 17	12 ± 7	14 ± 5	21 ± 15	16 ± 10	12 ± 8
půdní charakteristiky						
pH (in KCl)	5,7 ± 0,5	5,6 ± 0,3	5,4 ± 0,5	5,7 ± 0,5	5,8 ± 0,2	5,5 ± 1,2
N total (mg/kg)	1282,1 ±	2708,2 ±	2557,5 ±	1270,8 ±	1229,4 ±	2734,3 ±
	472,3	233,1	1620,4	797,8	539,4	1571,4
N – NO ₃ (mg/kg)	0,5 ± 0,5	0,3 ± 0,3	0,04 ± 0,03	0,8 ± 0,8	0,02 ± 0,01	1,6 ± 1,6
P – PO ₄ (mg/kg)	55 ± 4,2	80 ± 13,9	97,3 ± 29	52,4 ± 30,8	55,3 ± 30,8	58,7 ± 30
C total (%)	2,4 ± 1,9	3 ± 0,2	4,1 ± 1,5	1,8 ± 1,4	3,3 ± 2,2	5 ± 4,5
vrstva opadu (cm)	0,2 ± 0,3	2 ± 0,3	1,8 ± 0,6	0,2 ± 0,3	2 ± 1,3	1,3 ± 1,3

Z tabulky (Tab. 3) je patrné, že největší počet druhů se objevuje v mladých stádiích bez ohledu na způsob obnovy ploch. Pokryvnost jednotlivých pater je na většině spontánních ploch přibližně srovnatelná s rekultivovanými plochami, a to napříč stádii. Pokryvnost mechového i bylinného patra je v mladém i středním stádiu přibližně vyrovnaná, u starších stádií dochází u obou metod k výraznému odlišení v pokryvnostech obou pater. Zatímco ve starších rekultivacích nastává výrazný rozvoj mechového patra (až dvojnásobně) v porovnání se spontánními plochami, naopak pokryvnost bylinného patra je vyšší na plochách spontánních. Keřové patro v mladých stádiích na rekultivacích je tvořeno vysazenou borovicí, v dalších stádiích je pokryvnost tohoto patra téměř nulová.

Na spontánních plochách se postupně rozvíjí a maximálního zápoje dosahuje ve středních stádiích. Rozdílnost obou metod nejlépe dokumentuje zapojení stromového patra. Střední stádia u lesnicky rekultivovaných ploch jsou pochopitelně tvořena hustým zápojem vysazených borovic, zatímco na plochách spontánních zápoj stromového patra postupně narůstá a maximálních hodnot (o třetinu nižších než ve středních stádiích rekultivace, přibližně shodných ve starších stádiích) dosahuje až ve starších stádiích. Pokryvnost starších stádií v rekultivacích je v porovnání se středními stádii nižší vlivem prořezávek porostu.

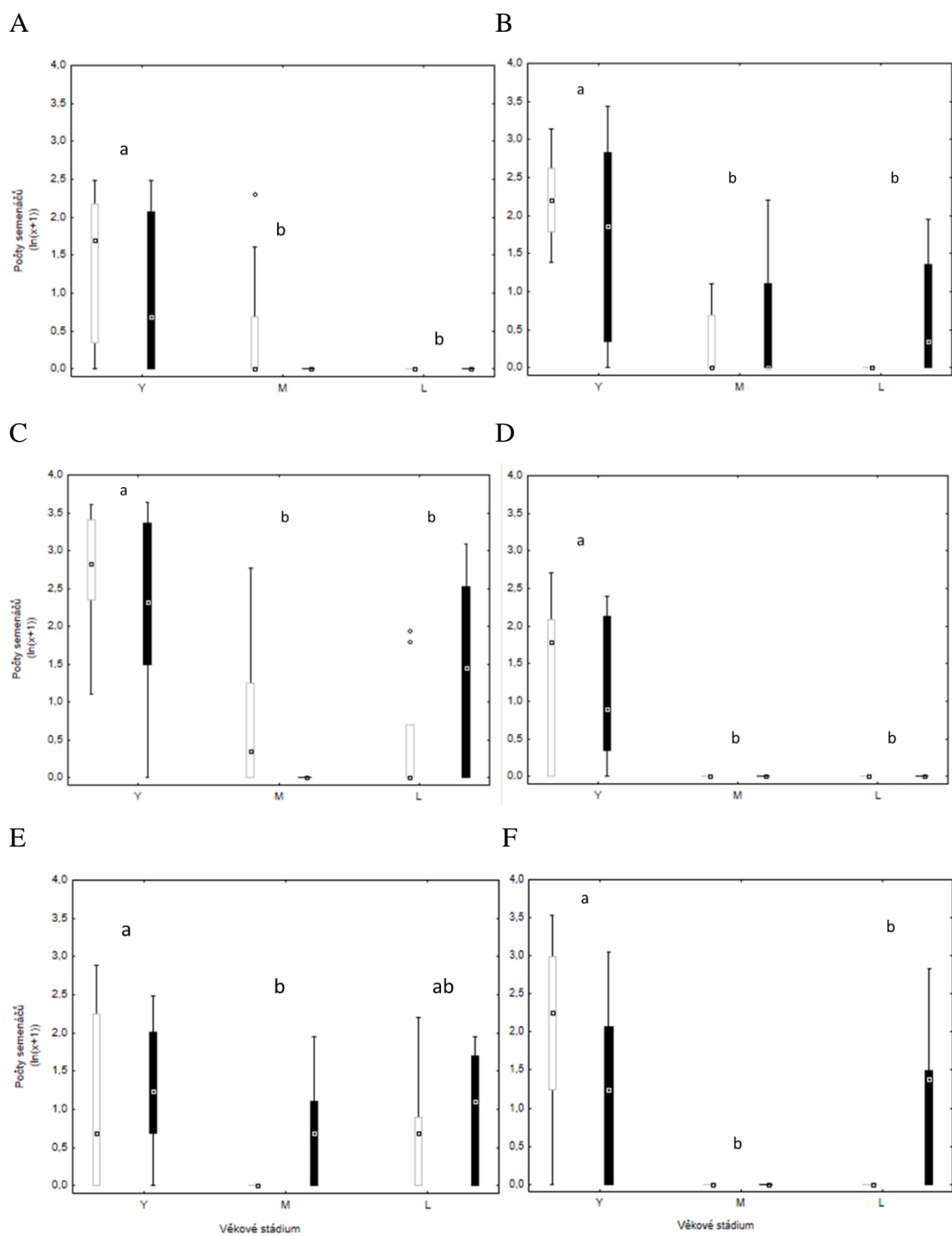
Substrát byl na všech sledovaných plochách mírně kyselý. Pouze ve starších stádiích spontánní sukcese byla naměřena velká variabilita hodnot pH od silně kyselých půd na Stráži nad Nežárkou (pH = 4,4) po neutrální půdy na Halámkách (pH = 6,7). Obsah živin (celkový N a P) v substrátu se během sukcese výrazně zvyšoval na technicky rekultivovaných plochách, na spontánních plochách šlo o pozvolnější nárůst. Se zvyšujícím se stářím ploch narůstalo i množství organické hmoty, a to jak na plochách rekultivovaných, tak na plochách spontánně zarostlých.

Výška vrstvy opadu byla nejvyšší ve středních stádiích, a to jak na plochách lesnicky rekultivovaných, tak na plochách spontánních. V rámci jednotlivých stádií byla výška vrstvy opadu podobná bez ohledu na způsob obnovy plochy (Tab. 3).

4.2.2 Vliv sukcesního stádia a způsobu obnovy na uchycování semenáčků dřevin

Porovnání jednotlivých druhů dřevin na různých typech technicky rekultivovaných a spontánních plochách pomocí dvoucestné ANOVY (Obr. 3) ukázalo, že se jednotlivé typy obnovy průkazně neliší v úspěšnosti uchycení semenáčků, tj. počet živých semenáčků na konci prvního roku v říjnu 2016, ani u původních (*Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Quercus robur*) i nepůvodních druhů (*Robinia pseudacacia* (hyd.), *Larix decidua*, *Quercus rubra*).

Naopak sukcesní stádium (mladé vs střední vs starší) mělo průkazný vliv na uchycení *Fagus sylvatica* (F = 22,7; P <0,01), *Picea abies* (F = 31,3; P <0,01), *Quercus robur* (F = 33,6; P <0,01), *Robinia pseudacacia* (hyd.) (F = 5,6; P <0,01), *Larix decidua* (F = 19,4; P <0,01). Nejvhodnějším sukcesním stádiem pro uchycení semenáčků na zkoumaných pískovnách bylo mladé stádium (2–3 roky).



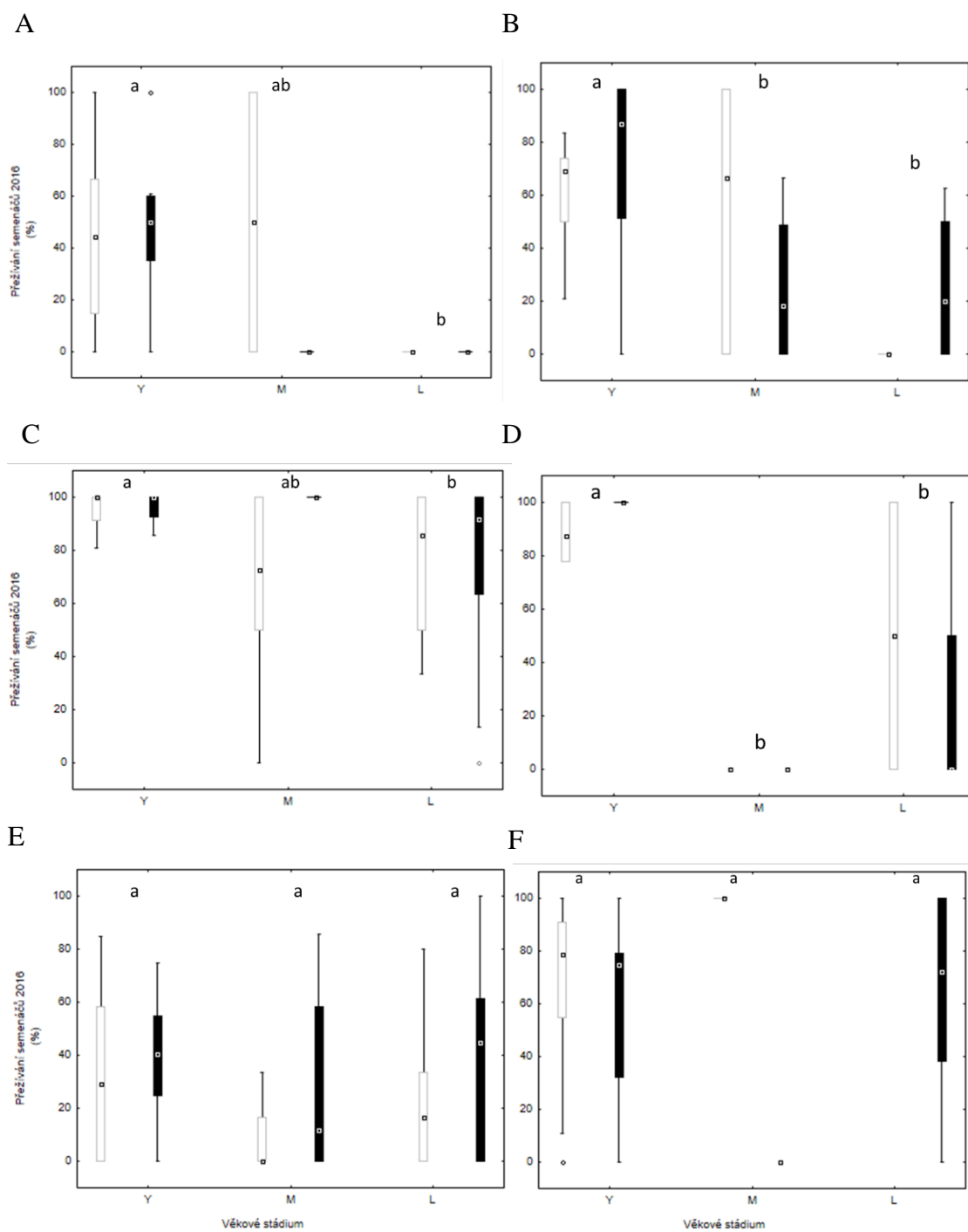
Obr. 3: Počet semenáčků vybraných dřevin v jednotlivých sukcesních stádiích ve dvou typech odlišně obnovených ploch. Dřeviny: (A) *Larix decidua* (B) *Picea abies* (C) *Quercus rubra* (D) *Quercus robur* (E) *Robinia pseudacacia* (hyd.) (F) *Fagus sylvatica*.

Sukcesní stádia: Y – mladé, M – střední, L – starší. Způsoby obnovy: lesnická rekultivace (černá), spontánní sukcese (bílá). Počty semenáčků byly transformovány přirozeným logaritmem ($\ln(x+1)$). Boxy zobrazují 25% a 75% kvantily a úsečky maximální a minimální neodlehle (*non-outliers*) rozsahy hodnot. Čtvercem je zobrazen medián hodnot a kolečkem odlehle hodnoty (*outliers*). Pomocí malých písmen (a, b) jsou zobrazeny průkazné rozdíly mezi jednotlivými sukcesními stadii (vliv metody byl neprůkazný).

4.2.3 Přežívání semenáčků v odlišných sukcesních stádiích a způsobech obnovy

Přežívání semenáčků dřevin, tj. rozdíl mezi maximálním počtem vyklíčených semenáčků a počtem přeživších semenáčků při posledním odečtu v říjnu 2016, tj. po první vegetační sezóně se průkazně nelišilo u ploch lesnicky rekultivovaných a ploch ponechaných spontánnímu vývoji, a to jak u původních pozdně sukcesních druhů (*Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Quercus robur*), tak u nepůvodních druhů (*Robinia pseudacacia* (hyd.), *Larix decidua*, *Quercus robur*).

Sukcesní stádium mělo prokazatelný vliv na přežívání semenáčků několika druhů, a to jak původních – *Quercus robur* ($F = 6,5$; $P < 0,01$) a *Picea abies* ($F = 15,5$; $P < 0,01$), tak nepůvodních – *Quercus rubra* ($F = 3,4$; $P < 0,01$) a *Larix decidua* ($F = 3,4$; $P < 0,01$). Semenáčky výše uvedených dřevin přežívaly úspěšněji v mladých stádiích.



Obr. 4: Procenta přeživších semenáčků (maximální počet vyklíčených / vyklíčené při posledním odečtu). Dřeviny: (A) *Larix decidua* (B) *Picea abies* (C) *Quercus rubra* (D) *Quercus robur* (E) *Robinia pseudacacia* (hyd.) (F) *Fagus sylvatica*. Sukcesní stádia: Y – mladé, M – střední, L – starší. Způsoby obnovy: lesnická rekultivace (černá), spontánní sukcese (bílá).

Počty semenáčků byly transformovány arcsinovou transformací ($\arcsin\sqrt{x}$). Boxy zobrazují 25% a 75% kvantily a úsečky maximální a minimální neodlehle (*non-outliers*) rozsahy hodnot. Čtvercem je zobrazen medián hodnot a kolečkem odlehle hodnoty (*outliers*). Pomocí malých písmen (a, b) jsou zobrazeny průkazné rozdíly mezi jednotlivými sukcesními stadii (vliv metody obnovy byl neprůkazný).

5. Diskuse

Nižší klíčivost v klimaboxu mohla být způsobena řadou faktorů, vliv mohla mít i doba převozu, případně způsob přípravy semen těsně před vyklíčením. V laboratořích Lesů ČR byla semena několik hodin namáčena ve vodě (Kavuláková, osobní sdělení). Při klíčení v klimaboxu byla semena pouze vyseta na vlhký pravidelně zalévaný substrát, aby byly dodrženy podobné podmínky jako při terénním experimentu.

Nehydrolyzovaná semena akátu klíčila méně než hydrolyzovaná, především kvůli pevnému osemení, které se v přirozených podmínkách postupně narušuje a umožňuje klíčení semen často až ve druhém roce. Podobný jev zaznamenal také Bastl (1996), i v jeho studii klíčila semena akátu až druhým rokem po skarifikaci osemení. Masaka & Jamada (2017) uvádějí, že semena vyklíčená druhým rokem mohou tvořit 50-60% podíl z životaschopných semen. Nevyklíčená semena mohou v půdě přežívat dokonce několik let (Masaka et al. 2010).

Výsledky této práce ukázaly, že mladá sukcesní stádia mohou být nejvhodnějšími stanovišti nejen pro vyklíčení sledovaných druhů dřevin, ale i jejich následné uchycení, a to bez ohledu na způsob obnovy plochy (lesnická rekultivace s borovicí lesní vs spontánní sukcese). Tento závěr je ve shodě s jinými studiemi, které označují právě mladá stádia na disturbovaných místech jako stádia citlivější k invazím (Rejmánek 1989, Hobbs & Heunneke 1992). Úspěšné uchycování semenáčků v mladších stádiích může usnadňovat nízká konkurence (Laštůvka 1989), dostatek světla na mladých stanovištích (Glenn-Lewin, Veblen & Peet 1992) či téměř nulová vrstva opadu (Sydes & Grime 1981).

Naproti tomu Bastl et al. (1997) dokázali ve svých studiích zaměřených na nepůvodní dřeviny, že se tyto druhy uchycují nejlépe kolem 10. roku, protože na iniciálních stanovištích pískoven a těžných rašeliništích převládaly velmi nepříznivé podmínky nejen pro vyklíčení, ale i pro uchycení (např. nízký obsah živin, přehřívání povrchu). K podobným závěrům došli u původních druhů dřevin na antropogenních stanovištích i Prach & Pyšek (1994). Jejich výsledky udávají jako optimální dobu pro uchycení pozdně sukcesních dřevin 10–15 let od narušení stanoviště, kdy jsou zaručeny stálejší podmínky prostředí než v iniciálních stádiích, např. menší výkyvy teplot a půdní vlhkosti zvýšením vegetačního krytu.

Semenáčky smrku dokázaly, kromě světlých mladých stádií vyklíčit a uchytit se i v zapojenější starší rekultivaci, kde byla výrazně rozvinutá mechová vrstva (Tab. 3). Smrk dokáže zejména v mládí tolerovat zastínění (Hejný & Slavík 1990), a právě mechová vrstva může ve starších porostech pomoci udržovat vlhkost (Příloha 3) nezbytnou pro růst semenáčků (Hejný & Slavík 1990). Také výsledky Krpce (2012) naznačují, že malé množství mechových polštářů a vyšší opad patří k jednom z hlavních limitujících podmínek pro přežívání semenáčků smrku.

Modřín jako světlomilná dřevina (Mlíkovský & Stýblo 2006) byl nejméně úspěšný především na prosvětlených mladých stádiích. Tento druh nebyl úspěšný ve středních a starších stádiích. Zejména ve středních stádiích v rekultivacích vytváří vysazené borovice v hustém sponu kompaktní zápoj již těsně nad povrchem, ke kterému proniká jen malé množství světla (Schmidtmayerová 2013).

Také dub letní patří ke světlomilným dřevinám (Hejný & Slavík 1992), a v mé práci preferoval pro vyklíčení a uchycení semenáčků především iniciální stádia. Podle Frouze et al. (2015) se však mohou semenáčky dubu letního uchycovat na posttěžebních lokalitách i ve starším stádiu (25–30 let), a to jak na stanovištích vzniklých spontánní sukcesí, kde jich zaznamenali prokazatelně více, tak v lesnických rekultivacích. Ve výše zmíněné studii byly však na pokusné plochy sázeny přímo semenáče, nikoli vyseta semena. Nízké počty uchycených semenáčků ve středně starých a starších stádiích zejména v rekultivacích byly v mé práci způsobeny především predací semen prasaty. Není proto vyloučené, že by semena klíčila i ve středních či starších stádiích, kdyby nebyla predována divokou zvěří. Dle Crawleyho & Longa (1995) se takto ztrácí obrovské množství semen, protože stádo prasat dokáže během jednoho dne zkonsumovat až 1000 žaludů. Na spontánně zarostlých stanovištích se divoká prasata tolik nevyskytovala, protože starší sukcesní stádia zůstávala poměrně rozvolněná a neposkytovala prasatům vhodný úkryt (Příloha 1). Na druhou stranu právě na těchto stanovištích se hojně vyskytovaly sojky, které odnášely žaludy z experimentálních ploch a následně je zahrabávaly o několik metrů dál. Sojky si často vybírají rozvolněná disturbovaná místa s menším vegetačním pokryvem jako jsou právě střední stádia

sukcese. Kromě toho semena dubu letního jednoznačně upřednostňují před semeny jiných druhů dubů, včetně dubu červeného (Bossema 1979).

Semenáčky dubu červeného se nejúspěšněji uchycovaly v mladých stádiích bez ohledu na použitou metodu. Tento druh však velmi dobře snáší i zastínění (Hejný & Slavík 1992), což mu umožňuje vytrvat delší dobu v zapojenějším podrostu (Crow 1988). To potvrzuje i Kočár (1997) ve své experimentální práci zaměřené na uchycování nepůvodních druhů, v níž se semenáčky dubu červeného uchycovaly na písčivých prokazatelně úspěšněji ve stádiích starších deseti let. Ve středních stádiích na rekultivovaných plochách byla v mém případě semena podobně jako u dubu letního zkonsumována prasaty. Od července do září byl na experimentálních plochách pozorován okus semenáčků zajícem polním, a to především v mladých a středních stádiích spontánní sukcese. Zejména střední sukcesní stádia vytvářejí pro zajíce vhodná stanoviště, a to jak zastíněním, tak ještě ne zcela zapojeným porostem (Tapper & Barnes 1986). Okusy semenáčků dřevin jsou doloženy také z dalších otevřených antropogenních stanovišť, kam se zajíci uchylují za potravou, např. de Steven (1991) je zaznamenal na opuštěných polích.

Semenáčky buku tolerují zastínění (Hejný & Slavík 1992), i přesto nejúspěšněji klíčily a přežívaly v mladých stádiích. Ve středních stádiích byla totiž jejich semena predována veverkou. Podle Nilssona (1985) jedním z hlavních predátorů semen buku jsou právě hlodavci včetně veverek. Od září do října byl na experimentálních plochách pozorován také okus semenáčků zajícem polním podobně jako u dubu červeného. Vyklíčení semen mohla snižovat také vyšší vrstva opadu (Jesen 1982), která byla nejvyšší právě ve středních stádiích (Tab. 3). Uchycování některých semenáčků buku ve starších stádiích na rekultivacích bylo pravděpodobně do značné míry ovlivněno náhodou, kdy semena na jedné z lokalit unikla predaci a vyšší vrstvě opadu. Frouz et al. (2015) sice udávají, že se tyto semenáčky dokáží uchytit ve starších porostech, ale mnohem více v porostech vytvořených spontánní sukcesí než na plochách lesnicky rekultivovaných. Také Barna et al. (2011) uvádějí, že mnohem nepříznivější podmínky pro klíčení a následné uchycování semenáčků jsou v porostech jehličnanů, tedy i v borových rekultivacích.

Semenáčky hydrolyzovaného akátu vyklíčily a uchytily se podobně úspěšně ve většině stádiích, ovšem nejméně úspěšné byly ve středních stádiích. Kočár (1997) ve své experimentální studii na pískovnách uvádí podobné výsledky. Na uhelných výsypkách (Hodačová & Prach 2003), v čedičových lomech (Novák & Prach 2003) a v kamenolomech (Dvořáková 2011) také nebyla zaznamenána preference akátu k žádnému stádiu spontánní sukcese. Na vytěžených rašeliništích se však semenáčky tohoto druhu úspěšně uchycují převážně ve středně starých spontánních stádiích, což Bastl (1996) vysvětluje nepříznivými podmínkami v iniciálních stádiích (přehřívání na tmavém povrchu) a světelnými podmínkami ve starších stádiích. Střední stadia, zejména v rekultivacích, představovala nejzastíněnější typ stanoviště současně s nejvyšší vrstvou opadu, což mohlo znesnadnit klíčení akátu (Cierjacks et al. 2013). V průběhu terénního experimentu docházelo k odumírání semenáčků akátu, které mohlo podpořit výrazné kolísání teplot během vegetační doby (Příloha 2). Cierjacks et al. (2013) uvádějí jako optimální rozmezí teplot pro mladé semenáčky akátu 18–27 °C. Pro úspěšný růst by teplota neměla výrazně klesnout pod tyto hodnoty. Ovšem na experimentálních plochách byl zaznamenán výkyv teplot z průměrných 28 °C na 12 °C, a to opakovaně během několika dnů (Příloha 2). Rozšiřování akátových porostů tedy může záviset spíše na vegetativním rozmnožování agresivními kořenovými výmladky než na úspěšnosti vyklíčení a uchycení velkého množství semenáčků (Vítková 2014).

Semenáčky *Robinia pseudacacia* (nehyd.) vyklíčily ve velmi malém množství, ale pokud by pokus probíhal i další sezónu, s největší pravděpodobností by vyklíčily v podobném poměru jako u hydrolyzovaného typu akátu, což dokazuje např. studie Bastla (1996). Pokus však nemohl dále probíhat z důvodu dodržení podmínky SCHKO Třeboňsko o odstranění nepůvodních druhů z experimentálních ploch nejpozději do 31. 8. 2017.

6. Závěr a praktická doporučení

Způsob obnovy pískoven, tedy využití lesnické rekultivace či spontánní sukcese, neměl vliv na uchycení semenáčků původních pozdně sukcesních ani nepůvodních dřevin. Naopak sukcesní stádium mělo průkazný vliv na úspěšnost uchycení a přežívání semenáčků sledovaných druhů. Všeobecně nejúspěšnější stanoviště pro semenáčky dřevin představovala mladá stádia s nezapojeným porostem, kde semenáčky nemusí čelit vysoké konkurenci okolní vegetace. Výsledky práce naznačují, že tato poměrně extrémní stanoviště nepředstavují pro semenáčky vybraných druhů dřevin, a to i pozdně sukcesních, zásadnější omezení, a to jak z hlediska nároků na vlhkost, tak přizpůsobením se větším teplotním výkyvům (např. přehřívání povrchu). Do těchto lokalit s nezapojenou vegetací se však během sledované vegetační sezóny stahovali zajíci polní, kteří okusovali semenáčky buku a dubu červeného.

Střední a starší stádia především na lesnicky rekultivovaných plochách, které mají zapojené stromové patro, patřila k nejméně vhodným stanovištím pro uchycování dřevin s výživnými semeny (buk lesní, dub červený, d. letní). Právě tato stádia poskytují vhodný úkryt zvěři, zejména prasatům, která se v nich ve zvýšené míře koncentruje a dostupná semena téměř okamžitě konzumuje.

Z hlediska ochrany prostředí je důležitým poznatkem uchycování nepůvodních, a to především invazních druhů (akát a dub červený). Z výsledků této práce vyplývá, že pokud se na posttěžební stanoviště dostanou jejich semena, dokáží se prosadit napříč všemi stádii sukcese a způsoby obnovy. Kolonizační úspěšnost dubu červeného však může být na rozdíl od akátu do značné míry snížena predací. Především se tak děje v mladých stádiích ve fázi již uchycených semenáčků a ve starších stádiích, ještě před vyklíčením semen.

Výsledky práce podporují vědecké názory o vhodném využití přírodě blízké obnovy v péči o posttěžební lokality (Řehounek et al. 2015). Lesnická rekultivace v porovnání se spontánní sukcesí nesnižuje míru uchycování ani přežívání semenáčků nepůvodních druhů dřevin, naopak může zvýšit predací tlak na semena některých pozdně sukcesních listnáčů. Lesnická rekultivace představuje také ekonomicky

nákladnější řešení v porovnání s přírodě blízkou obnovou, zejména pokud se jedná o spontánní sukcesí.

V případě studovaných pískoven bych proto na zatím nerekulitovaných plochách doporučila využít kombinaci spontánní a usměrňované sukcese v rámci níž by se odstranily nepůvodní druhy dřevin jak v těžebně, tak v jejím blízkém okolí. Jednalo by se především o akát a dub červený, ideálně až do vzdálenosti 100 m od okraje těžeben (Řehouňková & Prach 2008).

Vzhledem k tomu, že se při studii manipulovalo s nepůvodními druhy dřevin, byl experiment ukončen na jaře 2017. Experimentální plochy budou následně kontrolovány po dobu pěti let, aby nedošlo k případnému rozšíření těchto druhů do těžeben.

7. Literatura

Agentura ochrany přírody a krajiny (2007): Rozbory chráněné krajinné oblasti Třeboňsko k 31. 12. 2006. Třeboň, AOPK ČR a SCHKO Třeboňsko. Dostupné z: <http://trebonsko.ochranaprirody.cz/res/archive/168/021841.pdf?seek=1402574230> (17. 7. 2016).

Albrecht J. (ed.) (2003): Třeboňsko, Českobudějovicko. Chráněné území ČR, svazek VIII., AOPK ČR a Ekocentrum Brno. Praha.

Archibold O. W. (1980): Seed input as a factor in the regeneration of strip-mine wastes in Saskatchewan. *Canadian Journal of Botany* 58: 1490–1495.

Augusto L., Ranger J., Binkley D. & Rothe A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59: 233–253.

Baasch A., Kirmer A., & Tischew S. (2012). Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of applied ecology* 49: 251–260.

Barna M., Kulfan J., Bublinec E. (eds.) (2011): Buk a bukové ekosystémy Slovenska. Veda. Bratislava.

Bastl M., Kočár P., Prach K. & Pyšek P. (1997): The effect of successional age and disturbance on the establishment of alien plants in man-made sites: an experimental approach. In: Brock J. H., Wade M., Pyšek P., Green D. (eds.) (1997): *Plant invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers. Leiden 191–201.

Beton Server (2006): LB Minerals, s.r.o. – závod Halámky. Dostupné z: <http://www.betonserver.cz/calofrig-halamky> (19. 7. 2016).

Bossema I. (1979): Jays and oaks: an eco-ethological study of a symbiosis. *Behaviour* 70:1–117.

Bradshaw A. D. & Chadwick M. J. (1980): The restoration of land: the ecology and reclamation of derelict and degraded land. University of California Press.

Bubák D. (2007): Dokumentace: Hornická činnost v dobývacím prostoru Stráž nad Nežárkou. GET s.r.o. Praha.

Calla (2016): Lokalita „Plavsko“. Dostupné z: <http://www.calla.cz/piskovny/lokalita.php?id=53> (19. 7. 2016).

Cierjacks A., Kowarik I., Joshi J. Hempel S., Ristow M., von der Lippe M. & Weber E. (2013). Biological Flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. Journal of Ecology. 101: 1623–1640.

Colautti R. I., Grigorovich I. A. MacIsaac H. J. (2006): Propagule pressure: a null model for biological invasions. Biological invasions 8: 1023–1037.

Comita L.S., Queenborough S. A., Murphy S. J., Eck J. L., Xu K., Krishnadas M., Beckman N. & Zhu Y. (2014): Testing predictions of the Janzen – Connell hypothesis: a meta-analysis of experimental evidence for distance – and density-dependent seed and seedling survival. Journal of Ecology 102: 845–856.

Commission, European & Environment (2011): EU biodiversity strategy to 2020. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Crawley M. J. & Long C. R. (1995): Alternate bearing, predator satiation and seedling recruitment in *Quercus robur*. Journal of Ecology 83: 683–696.

Crow T. R. (1988): Reproductive mode and mechanisms for self-replacement of Northern red oak (*Quercus rubra*). Forest Science 34: 19–40.

Cudlín O., Haisová M., Miklas B. & Pecharová E. 2010: Comparison of different types of spoil heap reclamation from the small mammal biodiversity perspective – preliminary results. 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production 57–65.

Český báňský úřad (2016): Přehled dobývacích prostorů. Dostupné z: http://www.cbusbs.cz/images/registry/Dob_Prost/DP_7_9_2016.xls (22. 9. 2016).

Český úřad zeměměřický a katastrální (2016): Státní správa zeměměřičství a katastru, k.ú.: 707007 - Novosedly nad Nežárkou – podrobné informace. Dostupné z: http://www.cuzk.cz/Dokument.aspx?AKCE=META:SESTAVA:MDR002_XSLT:WEB_CUZZK_ID:707007 (17. 8. 2016).

ČZU (2006 b): Fakulta lesnická a environmentální v Praze: Listnaté dřeviny. Dostupné z: <http://fld.czu.cz/vyzkum/semena/> (10. 2. 2017).

ČZU (2006): Fakulta lesnická a environmentální v Praze: Jehličnany. Dostupné z: <http://fld.czu.cz/vyzkum/semena/> (10. 2. 2017).

Dalling W. & Hubbell S. P. (2002): Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 557–568.

Dalling W., Muller – Landau H. C., Wright S. J., Hubbell S. P. (2002): Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 714–727.

Danihelka J., Chrtek J. Jr. & Kaplan Z. (2012): Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia* 84: 647–811.

Davis M. A., Grime P. J. & Thompson K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534.

de Steven D. (1991): Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling survival and growth. *Ecology* 72: 1076–1088.

Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M. & Kopecký O. (2012): Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: a case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43: 5–12.

- Dušek V. (1997): Lesní školkařství: základní údaje. Písek: Matice lesnická.
- Dvořáková H. (2011): Vliv okolní vegetace na průběh sukcese na kladenských haldách. Magr. práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice.
- Elgersma A. M. (1998): Primary forest succession on poor sandy soils as related to site factors. *Biodiversity and Conservation* 7: 193–20.
- Frouz J., Elhottová D., Kuráž V., Šourková M. (2006): Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: results of a field microcosm experiment. *Applied soil ecology* 33: 308–320.
- Frouz J., Elhottová D., Pižl V., Tajovský K., Šourková M., Pícek T. & Malý S. (2007): The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: A laboratory study. *Applied soil ecology* 37: 72–80.
- Frouz J., Pižl V., & Tajovský K. (2007 a): The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *European journal of soil biology* 43: 184–189.
- Frouz J., Popperl J., Příkryl I., Štrudl J. (2007 b): Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov.
- Frouz J., Prach K., Pižl V., Háněl L., Starý J., Tajovský K., Materna J., Balík V., Kalčík J. & Řehouňková K. (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European journal of soil biology* 44: 109–121.
- Frouz J., Vobořílová V., Janoušová I., Kadochová Š. & Matějčík L. (2015): Spontaneous establishment of late successional tree species English oak (*Quercus robur*) and European beech (*Fagus sylvatica*) at reclaimed alder plantation and unreclaimed post mining sites. *Ecological Engineering* 77: 1–8.

Gerhardt K. (1996): Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest ecology and management* 82: 33–48.

GET (2014): Souhrnný plán sanace a rekultivace. Dostupné z: <http://www.get.cz/cz/souhrnny-plan-sanace-a-rekultivace/> (16. 3. 2017).

Glenn-Lewin D. C., Veblen T. T. & Peet R. K. (eds.) (1992): *Plant succession: theory and prediction. Population and community biology series.* Chapman and Hall. London.

Gremlica T., Cílek V., Vrabec V., Zavadil V. & Lepšová A. (2011): Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin. Ústav pro ekopolitiku s.r.o., Praha.

Grime J. P., Mason G., Curtis A. V., Rodman J., Band S. R., Mowforth M. A., Neal A. M. & Shaw S. (1981): A comparative study of germination characteristics in a local flora. *Journal of ecology* 69: 1017–1059.

Grunwald C., Iverson L. R., Szafoni D. B. (1988): Abandoned mines in Illinois and North Dakota: toward an understanding of revegetation problems. *Rehabilitating Damaged Ecosystems* 1: 39–56.

Hall L. M., George M. R., McCreary D. D. & Adams T. E. (1992): Effect of cattle grazing on blue oak seedling damage and survival. *Journal of range management* 45: 503–506.

Hátle M. (2008): Zásady sanace a rekultivace těžeben štěrkopísku z hlediska ochrany přírody na území CHKO Třeboňsko (příloha Plánu péče CHKO Třeboňsko na roky 2008–2017). AOPK ČR – Správa CHKO Třeboňsko, Třeboň.

Hátle M. (2014): CHKO Třeboňsko - 35 let velkoplošné ochrany unikátní krajiny. *Ochrana přírody* 7: 2–9.

Heinken T. & Raudnitschka D. (2002): Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121: 1–19.

Hejný S. & Slavík B. (eds.) (1990): *Květena České republiky 2*. Academia. Praha.

Hejný S. & Slavík B. (eds.) (1992): *Květena České Republiky 3*. Academia. Praha.

Hendrychová M. & Bogusch M. (2016): Combination of reclamation and unreclamation sites is the best practice for protection of aculeate Hymenoptera species on brown coal spoil heaps. *Journal of insect conservation* 20: 807–820.

Hendrychová M., Šálek M., Tajovský K. & Řehoř M. (2012): Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. *Restoration ecology* 20: 561–567.

Heneberg P. (2012): Flagship bird species habitat management supports the presence of ground-nesting aculeate hymenopterans. *Journal of insect conservation* 16: 899–908.

Heneberg P., Bogusch P. & Řehounek J. (2013): Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita). *Journal of insect conservation*. 17: 473–490.

Hintze Ch., Heydel F., Hoppe Ch., Cunze S., König A. & Tackenberg O. (2013): D3: The Dispersal and Diaspore Database – Baseline data and statistics on seed dispersal. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics* 15: 180–192.

Hobbs R. J. & Heunneke L.F. (1992): Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6: 324–337.

Hobbs R. J. & Huenneke L. F. (1992): Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation biology* 6: 324–337.

Hodačová D. & Prach K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration ecology* 11: 385–391.

Horn P. & Bastl M. 2000. Successional changes of vegetation at the "Multerberské rašeliniště" peat bog in the Šumava Mts during the last 50 years. *Příroda* 17: 109–118.

Chábera S. (1985): Neživá příroda. Jihočeská vlastivěda. Přírodní vědy.

Charouzek J. (2007): Hodnocení projektu zeleného mostu 2007, Halámky. Dostupné z: <http://tezebni-unie.cz/index.php/akce-tu/zeleny-most/zeleny-most-2007-hodnoceni> (18. 7. 2016).

Charouzek J. (2012): Souhrnný plán sanace a rekultivace výhradního ložiska živcových a stavebních písků Halámky (B3 142300) v dobývacím prostoru Krabonoš (600324). GET s.r.o., Praha.

Chytrý M., Maskell L. C., Pino J., Pyšek P., Vilà M., Font X. & Smart S. M. (2008): Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of applied ecology* 45: 448–458.

Chytrý, M. (2010). Katalog biotopů České republiky: Habitat catalogue of the Czech Republic. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Insam, H. & Domsch K. H., (1988): Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial ecology* 15: 177–188.

Jeník J. & kolektiv (1996): Biosférické rezervace České republiky. Příroda a lidé pod záštitou UNESCO. Empora. Praha.

Jensen T. S. (1982): Seed production and outbreaks of non-cyclic rodent populations in deciduous forests. *Oecologia* 54: 184–192.

Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. (eds.) (2012): Ekologická obnova v České republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

Kaňák J. (2004): Zkušenosti s introdukovanými druhy borovic v arboretu Sofronka a jejich použití v imisních oblastech Krušných hor. In: *Introdukované dřeviny a jejich*

produkční a ekologický význam. Sborník z konference. Kostelec nad Černými lesy 10: 1–11.

Kavuláková E, osobní sdělení (referent obchodu – semenářský závod Týniště nad Orlicí, Lesy ČR, s. p.) dne 16. 3. 2017.

Kiviniemi K. & Telenius A. (1998): Experiments on adhesive dispersal by wood mouse: seed shadows and dispersal distances of 13 plant species from cultivated areas in southern Sweden. *Ecography* 21: 108–116.

Kleyer M., Bekker R. M., Knevel I. C., Bekker J. P., Thompson K., Sonnenschein, Poschold P., Van Groenendael J. M., Klimeš L., Klimešová J., Klotz S., Rush G. M., Rush, Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann D., Ozinga W. A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H. J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J. H. C., Eriksson O., Garnier E. & Peco B. (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of ecology* 96: 1266–1274.

Kočár P., Bastl M., Prach K. (1997): Invaze neofytů do různě starých sukcesních stádií: experimentální přístup. In: Pyšek P. & Prach K. (1997): *Invazní rostliny v české flóře. Zprávy České botanické společnosti*. Praha. Materiály 14: 125–130.

Kolář V., Tichánek F. & Tropek R. (2017): Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps. *Ecological Engineering*. 99: 310-315.

Kollmann, J. & Schill H. P. (1996): Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125: 193–205.

Konvalinková P. & Prach K. (2010): Spontaneous succession of vegetation in mined peatlands: a multi-site study. *Preslia* 82: 423-435.

Konvalinková P. & Prach K. (2014): Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: a multi-site analysis. *Ecological Engineering* 69: 38–45.

Konvalinková P. (2006): Spontánní sukcese vegetace na těžných rašeliníštích: Možná cesta obnovy? *Zprávy České botanické společnosti*. Praha. *Materiály* 21: 135–140.

Košulič M. st. (2006): Stabilita přírodního lesa. *Lesnická práce* 85: 24–25.

Kovář P., Štefánek M., Mrázek J. (2011): Responses of vegetation stages with woody dominants to stress and disturbance during succession of abandoned tailings in cultural landscape. *Journal landscape ecological* 4: 35–48.

Kowarik I., Pyšek P., Prach K., Rejmánek M. & Wade M. (1995): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant invasions: general aspects and special problems* 15–38.

Krpec P. (2012): Vliv mechů na přirozenou obnovu lesa. *Bak. práce*. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc.

Krupka I., Dimitrovský K. (2011): Výsledky testování vybraných dřevin pro lesnické rekultivace na Sokolovsku: Review. *Zemědělská univerzita v Praze. Zprávy lesnického výzkumu* 56: 52–56.

Kubát K. & Machová I. (2010): Šíření autochtoních dřevin na neobhospodařovaných pozemcích v jižní části českého středohoří (SZ. Čechy). *Studia oecologica* 4: 33–39.

Kubát K. (2002): Klíč k určování rostlin České republiky. *Academia*. Praha.

Laborde J., Thompson K. & Adler P. (2013): Colonization of limestone grasslands by woody plants: the role of seed limitation and herbivory by vertebrates. *Journal of vegetation science* 24: 307–319.

Laštůvka Z. (1986): *Koakce a kompetice vyšších rostlin*. *Academia*. Praha

Lepš J. & Šmilauer P. 2016. Biostatistika. Episteme, nakladatelství JČU. České Budějovice.

Lichter J. (2000): Colonization constraints during primary succession on coastal Lake Michigan sand dunes. *Journal of ecology* 88: 825–839.

Lorimer C. G., Chapman J. W. & Lambert W. D. (1994): Tall understorey vegetation as a factor in the poor development of oak seedlings beneath mature stands. *Journal of ecology* 227-237.

Mahn E. G., Tischew S. (1995): Spontane und gelenkte Sukzessionen in Braunkohlentagebauen-eine alternative zu traditionellen rekultivierungsmassnahmen? *Verhandlungen–Gesellschaft fur okologie* 24: 585–585.

Marrs R. H. & Bradshaw A. D. (1993): Primary succession on man-made wastes: the importance of resource acquisition. *Special publication of the British Ecological Society* 12: 221–248.

Masaka K. & Yamada K. (2017): Variation in germination character of *Robinia pseudoacacia* L. (Leguminosae) seeds at individual tree level. *Journal of forest research* 14: 167–177.

Masaka K., Yamada K., Koyama Y., Sato H., Kon H. & Torita H. (2010). Changes in size of soil seed bank in *Robinia pseudoacacia* L. (Leguminosae), an exotic tall tree species in Japan: Impacts of stand growth and apicultural utilization. *Forest ecology and management* 260: 780–786.

Melichar V. & Gremlica T. (ed.) (2015): Těžebny jílu. In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R., Prach K. (eds.) (2015): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

Mencl F. (2012): Návrh zadání Územního plánu Novosedly nad Nežárkou, MěÚ Třeboň – odbor územního plánování a stavebního řádu. Třeboň.

MIG – ESP (2016): Klimatické regiony ČR. Dostupné z: <http://www.migesp.cz/klimaticke-regiony-cr> (19. 8. 2016).

Mitchell C.E. & Power A.G. (2003) Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature* 421: 625–627.

Mlíkovský J. & Stýblo P. (2006): Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. Český svaz ochránců přírody. Praha.

Moravec, J. & kolektiv (1994): Fytocenologie (nauka o vegetaci). Academia. Praha.

Mudrák O., Frouz J. & Velichová V. (2010): Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecological Engineering* 36: 783–790.

Myers J. A., Vellend M., Gardescu S., & Marks P. L. (2004). Seed dispersal by white-tailed deer: implications for long-distance dispersal, invasion, and migration of plants in eastern North America. *Oecologia* 139: 35–44.

Nakashizuka T. (2001): Species coexistence in temperate, mixed deciduous forests. *Trends in ecology & evolution* 16: 205–210.

Nasir H., Iqbal Z., Hiradate S. & Fujii, Y. (2005). Allelopathic potential of *Robinia pseudoacacia* L. *Journal of chemical ecology* 31: 2179–2192.

Nathan R., Safriel U. N., Noy-Meir I. & Schiller G. (2000): Spatiotemporal variation in seed dispersal and recruitment near and far from *Pinus halepensis* trees. *Ecology* 81: 2156–2169.

Navrátilová J. & Navrátil J. (2005): Hlavní typy nelesní rašeliništní vegetace Třeboňské pánve. *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích Přírodní Vědy* 45: 47–58.

NERC (2016): Minerals UK Centre for sustainable mineral development: Reclamation. Dostupné z: <http://www.bgs.ac.uk/mineralsuk/sustainability/restoration.html> (18. 2. 2017).

Neuhäuslová – Novotná Z. & kolektiv (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Academia. Praha.

Nilsson S. G. (1985): Ecological and evolutionary interactions between reproduction of beech *Fagus sylvatica* and seed-eating animals. *Oikos* 44: 157–164.

Novák J. & Konvička M. (2006): Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering* 26: 113–122.

Novák J. & Prach K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale. *Applied vegetation science* 6: 111–116.

Pěchotová K., Hais M. (2013): Vývoj a predikce změn treboňských pískoven. In: Sborník příspěvků konference – Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů. Grafické studio a tiskárna Ing. Pavel Chrast'anský, Most.

Pensa M., Sellin A., Luud A. & Valgma, I. (2004). An analysis of vegetation restoration on opencast oil shale mines in Estonia. *Restoration ecology* 12: 200–206.

Petrík P., Košulič M. ml., Košulič M. st., Hédl R., Svoboda M., Hruška J., Zatloukal V., Boublík K. & Poštulka Z. (2007): Přírodě blízké postupy hospodaření v lesích z pohledu České Bioplatformy. Botanický ústav AV ČR. Průhonice.

Polaufová H. (2006): Vegetace zatopených pískoven v závislosti na disturbanci způsobené rekreačním využíváním nádrží. Mgr. práce. Jihočeské univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice.

Prach K. & Hobbs R. J. (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration ecology* 16: 363–366.

Prach K. & Pyšek P. (1994): Spontaneous establishment of woody plants in central European derelict sites and their potential for reclamation. *Restoration ecology* 2: 190–197.

Prach K. (1987): Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, NW Bohemia. *Folia geobotanica et phytotaxonomica* 22: 339–354.

Prach K. (2006): Příroda pracuje zadarmo. Technická nebo přírodní rekultivace? *Vesmír* 85: 272–277.

Prach K. (2009): Ekologie narušených míst I. Obecné principy. *Živa* 1: 22–24.

Prach K. (ed.) (2015): Výsypky. In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R., Prach K. (eds.) (2015): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

Prach K., Jeník J. & Large A. R. G. (1996): Floodplain ecology and management: the Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe. Amsterdam, the Netherlands: SPB Academic Publishing BV.

Prach K., Lencová K., Řehouňková K., Dvořáková H., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Novák J. & Trnková R. (2013): Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. *Environmental science and pollution research* 20: 7680–7685.

Prach K., Pyšek P. & Bastl M. (2001): Spontaneous vegetation succession in human – disturbed habitats: a pattern across seres. *Applied vegetation science* 4: 83–88.

Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek J., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahule F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K. & Tichý L. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.

Pyšek P., Richardson D. M., Rejmánek M., Webster G., Williamson M. & Kirschner J., (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131–143.

Pyšek P., Sádlo J. & Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97–86.

Reitschmiedová E. & Frouz J. (2016): Sokolovské výsypky: od měsíční krajiny po les. *Forum ochrany přírody* 1: 29–33.

Rejmánek, M. (1989): Invasibility of plant communities. In: Drake J. A., Mooney H. A., Castri R. H., Groves R. H., Krunger F. J., Rejmánek M. & Williamson (eds) (1989): *Biological invasions. A global perspective*. John Wiley & Sons, Chichester 369–388.

Richardson D. M. & Pyšek P. (2006): Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in physical geography* 30: 409–431.

Richardson M. D. M. Rejmánek (2011): Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and distributions* 17: 788–809.

Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R. & Prach K. (eds.) (2015): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.

Řehouňková K. & Prach K. (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of vegetation science* 17: 583–590.

Řehouňková K. & Prach K. (2008): Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. *Restoration ecology* 16: 305–312.

Řehouňková K. & Řehounek J. (2013): Pískovna pro biodiverzitu. *Veronica* 5: 24–27.

Řehouňková K. & Řehounek J. (ed) (2015): Pískovny a štěrkopískovny. In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R. & Prach K. (eds.) (2015): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.

Řehouňková K. (2006): Spontánní sukcese vegetace ve štěrkopískovnách: možnost pro ekologickou obnovu. *Zprávy České botanické společnosti* 41: 125–134.

Řehouňková K., Bogusch P., Boukal D., Boukal M., Čížek L., Grycz F., Hesoun P., Lencová K., Lepšová A., Máca J., Marhoul P., Řehounek J., Schmidtmayerová L. & Tropek R. (2012): Sand pit for biodiversity at Cep II quarry. Dostupné z: http://www.quarrylifeaward.com/sites/default/files/media/1._place_cep_ii_sandpit_for_biodiversity.pdf (18. 7. 2016).

Řehouňková K., Čížek L., Řehounek J., Šebelíková L., Tropek R., Lencová K., Bogusch P., Marhoul P. & Máca J. (2016): Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. *Environmental science and pollution research* 23: 13745–13753.

Řehouňková K., Vítovcová K., Prach K. (Unpublish): Spontaneous establishment of woodland in various central European disturbed sites.

Salonen V. & Setälä H. (1992): Plant colonization of bare peat surface-relative importance of seed availability and soil. *Ecography* 15: 199–204.

Shánělec V. (2010): Ročenka 2010. Česká geologická služba – Geofond. Praha.

Schmidtmayerová L. (2013): Spontánní sukcese vs. technická rekultivace na třeboňských pískovnách. Magr. práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice.

Slavík B. (1995): Květena České republiky 4. Academia. Praha.

Slavíková J. (1985): Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství. Praha.

Smit R., Bokdam J., WallisDeVries M. F. & Berendse F. (2002): Effectsof herbivore guildson woody species establishment across a successional gradient. In: Smit R. (2002): The secret of woody species, a study on woody species establishment, interaction with herbivores and vegetation succession. PhD. Thesis, Wagenigen.

Spurr S. H. & Barnes B. V. (1973): Forest ecology. The Ronald press company. New York.

Stanturf J. A. (2016): Restoration of boreal and temperate forest. CRC Press: Taylor & Francis group. Boca Raton.

StatSoft, Inc. 2012: STATISTICA (data analysis software system), version 12.

Suchá O. & Chobotská H. (2005): Significance of lakes after finishing the sand mining in the biosphere reserve. CHKO Třeboň basin area. *Životní prostředí* 39: 204–207.

Suchá O. (2002): Stav litorálních porostů jako hnízdního prostředí pro ptáky na nádržích po těžbě štěrkopísku v nivě Lužnice. Mgr. práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice.

Sydes C. & Grime J. P. (1981): Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland: I. Field investigations. *The journal of ecology* 69: 237–248.

Šebelíková L., Řehouňková K. & Prach K. (2016): Spontaneous revegetation vs. forestry reclamation in post-mining sand pits. *Environmental science and pollution research* 23: 13598–13605.

Šerá B. (1995): Reprodukční kapacita kvetoucích rostlin. *Biologické listy* 60: 97–108.

Šimková P. (2005): Těžba nerostných surovin v okolí Suchdola nad Lužnicí. Mgr. Práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice.

Štýs S. (1981): Rehabilitace území postiženého povrchovou těžbou v Severočeském hnědouhelném revíru. Ústav krajinné ekologie ČSAV. Praha.

Tapper S. C. & Barnes R. F. W. (1986): Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of applied ecology* 23: 39–52.

Tošner O. (2007): Analýza legislativy ve vybraných evropských státech ve vztahu k obnově těžbou narušeného území. Calla – Sdružení za záchranu prostředí.

- Trnková R., Řehouňková K. & Prach K. (2010): Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic. *Preslia* 82: 333–343.
- Tropek R. & Prach K. (2012): Mining and post-industrial sites. Ecological restoration in the Czech Republic 87–93.
- Tropek R. & Řehounek J. (ed.) (2012): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. České Budějovice: Entomologický ústav AV ČR.
- Tropek R., Rauch O., Kovář P. & Řehounek J. (ed.) (2015): Odkaliště a složiště jemných substrátů. In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R., Prach K. (eds.) (2015): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Tscharntke T., Batáry P. & Dormann C., F. (2011): Set-aside management: How succession, sowing patterns and Landscape context affect biodiversity? Agricultural, ecosystem and environment. Elsevier 143: 37–44.
- ÚHUL (2000): Oblastní plán rozvoje lesů: přírodní lesní oblast 15 B Třeboňská pánev. České Budějovice.
- Urbanistické středisko Brno s.r.o. (2005): Pístina: Územní plán obce, Brno.
- Vítková M. & Kolbek J. (2010): Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudacacia* stands in a Central European context. *Phytocoenologia* 40: 205–241.
- Vítková M. (2014): Management of Black Locust Stands. *Životné prostredie* 48: 81–87.
- Vítková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J. & Pyšek P. (2017): Black locusta (*Robinia pseudacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree in Central Europe. *Forest ecology and management* 38: 287–302.

VÚV TGM, v. v. i. (2017): Souhrnná mapa evidencí ISVS-VODA v gesci MŽP spravovaných VÚV TGM, v. v. i., Praha. Dostupné z: http://heis.vuv.cz/data/webmap/isapi.dll?map=mp_isvs& (14. 1. 2017).

Walker L. R. & Del Moral R. (2003): Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge university press. Cambridge.

Walker L. R. (2012). The biology of disturbed habitats. Oxford university press.

Walker L. R., Walker J. & Hobbs R. J. (eds.) (2007): Linking restoration and ecological succession. Springer 90–120.

Wenny D. G. & Levey D. J. (1998): Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. *Ecology* 95: 6204–6207.

Wimmer J. (2014): Plán péče o ZCHÚ: „Přírodní rezervace Fabián“ na období 1. 1. 2014 – 31. 12. 2024. Litvínov.

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

Zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 61/1977 Sb. o lesích ve znění pozdějších předpisů.

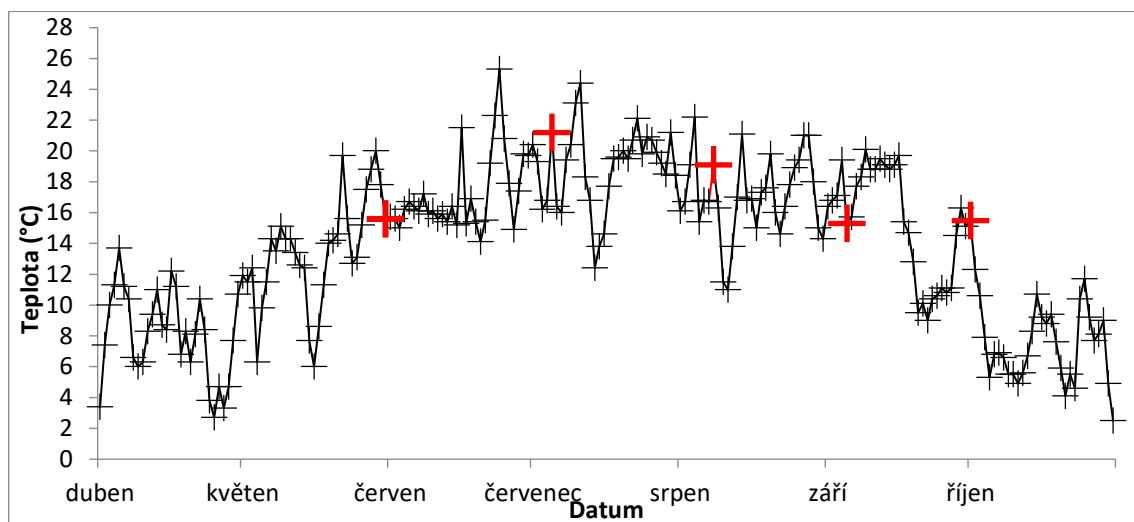
8. Přílohy

Příloha 1: Fytocenologické snímky (5 x 5 m) na studovaných sukcesních stádiích. Lokality: CE – Cep I, II; ST – Stráž nad Nežárkou, Novosedly nad Nežárkou, Plavsko; HA – Halámky. Typ obnovy SP – spontánní sukcese; TR – technická rekultivace. Věkové stádium: Y – mladé (2–3 roky), M – střední (8–11 let) a L – staré (20–25 let). Uvedené hodnoty představují součet odhadované pokrývnosti jednotlivých druhů v % přes všechna sledovaná vegetační patra. Pod čarou jsou uvedeny pokrývnosti odečítaných semenáčků na pokusných plochách.

Lokalita	CE	CE	CE	CE	CE	CE	ST	ST	ST	ST	ST	ST	ST	HA	HA	HA	HA	HA	HA
Typ obnovy	SP	SP	SP	TR	TR	TR	SP	SP	SP	TR	TR	TR	TR	SP	SP	SP	TR	TR	TR
Věkové stádium	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L	
E cel. (%)	70	90	80	80	80	90	10	80	80	30	80	90	30	60	80	50	90	80	
E0	50	80	5	50	40	80	5	10	40	0	20	50	10	40	30	15	50	70	
E1	60	70	20	60	30	30	5	30	50	10	5	15	20	15	40	10	80	30	
E2	0	0	50	40	1	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	25	0	0	
E3	0	40	20	0	70	40	0	60	80	0	70	60	0	30	40	0	70	50	
<i>Agrostis capillaris</i>	1		+	+	+			+		5	+	+	+	+		+		+	
<i>Agrostis scabra</i>	+			+						+				+					
<i>Achillea millefolium</i>								+								+			
<i>Alopecurus aequalis</i>						5													
<i>Anthyllis vulneraria</i>								1											
<i>Artemisia vulgaris</i>				+															
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	5																		
<i>Avenella flexuosa</i>		+							1		+			5	1	10	5	70	5
<i>Betula pendula</i>			5		10	+		1		1		1	+	+	15	+			
<i>Betula pubescens</i>																			
<i>Calamagrostis epigejos</i>	+		1	1	+			+			+	1			10				
<i>Calluna vulgaris</i>	+	1				15			20				+	5	15		1		+
<i>Carex brizoides</i>					1														
<i>Carex canescens</i>														+					
<i>Carex hirta</i>					+						1	+					1		
<i>Carex leporina</i>	+				1														
<i>Carex pilosa</i>													+						
<i>Carex pilulifera</i>										+						+			
<i>Carex sp.</i>	+	+		+															
<i>Cirsium palustre</i>								+											
<i>Cirsium vulgare</i>					+														
<i>Conyza canadensis</i>	1			+	+		1												
<i>Cytisus scoparius</i>		1			+														
<i>Daucus carota</i>	+			+				+											
<i>Digitaria ischaemum</i>							1			1									
<i>Epilobium angustifolium</i>				+							+	1							
<i>Epilobium ciliatum</i>								+											
<i>Epilobium sp.</i>								+											
<i>Epipactis helleborine</i>																1			
<i>Erechtites hieracifolia</i>		+																	
<i>Erigeron annuus</i>																			
<i>Festuca ovina</i>		5							1				+						
<i>Festuca rubra</i>						10													
<i>Filago minima</i>	+			+			+							1					
<i>Fragaria vesca</i>	1							+											
<i>Frangula alnus</i>					1								+						
<i>Glechoma hederacea</i>				+															
<i>Gnaphalium sylvestris</i>								+											
<i>Hieracium lachenalii</i>						1													
<i>Hieracium pilosella</i>	1								10						1				
<i>Holcus lanatus</i>	1			1															
<i>Holcus mollis</i>													+						

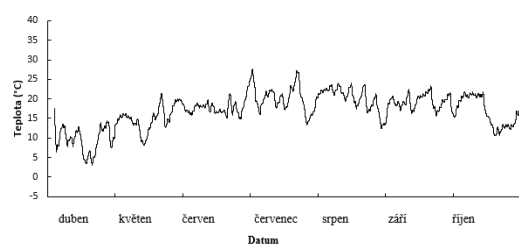
Lokalita	CE	CE	CE	CE	CE	CE	ST	ST	ST	ST	ST	ST	HA	HA	HA	HA	HA	HA
Typ obnovy	SP	SP	SP	TR	TR	TR	SP	SP	SP	TR	TR	TR	SP	SP	SP	TR	TR	TR
Vekové stádium	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L	Y	M	L
<i>Hypericum perforatum</i>	5			1									+			+		
<i>Hypochaeris radicata</i>	1	+		1									1					
<i>Juncus compressus</i>																		
<i>Juncus effusus</i>	1			10									+					+
<i>Juncus tenuis</i>	5			1														
<i>Leontodon autumnalis</i>				1						+								
<i>Lolium perenne</i>				1														
<i>Lotus corniculatus</i>	1																	
<i>Luzula luzuloides</i>	+												+					
<i>Lysimachia vulgaris</i>																r		
<i>Lysimachia vulgaris</i>													+					+
<i>Medicago lupulina</i>					+													
<i>Melilotus albus</i>	+																	
<i>Molinia arundinacea</i>							+									1		
<i>Orthilia secunda</i>													1					
<i>Phleum pratense</i>	+			+						+								
<i>Picea abies</i>									5									
<i>Pinus sylvestris</i>	10	40	15	30	70	40	1	60	80	25	70	60		30	15	25	70	50
<i>Plantago major</i>	+			1														
<i>Plantago uliginosum</i>	1			1														
<i>Poa annua</i>							1											
<i>Populus tremula</i>	1		1	5	+	+		1	+				+		1	1		
<i>Prunella vulgaris</i>	5			5	+													
<i>Pteridium aquilinum</i>			5															
<i>Quercus robur</i>			1			5		1	5		1	5		+	+		+	1
<i>Quercus rubra</i>																		+
<i>Ranunculus bulbosus</i>									+									
<i>Ranunculus repens</i>	1			5														
<i>Rosa canina</i>									r									
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	1											+	10			5		1
<i>Rubus idaeus</i>			20			1												+
<i>Rumex acetosella</i>	+	+		+	30		+	1		+	1							+
<i>Sagina procumbens</i>	1			5														
<i>Salix aurita</i>				5			+								+			
<i>Salix caprea</i>	1																	
<i>Salix cinerea</i>	1			1														
<i>Salix sp.</i>							+											
<i>Scrophularia nodosa</i>				+														
<i>Senecio viscosus</i>							1			+								
<i>Silene alba</i>				+														
<i>Sorbus aria agg.</i>									+									1
<i>Sorbus aucuparia</i>						1						+	+			+		
<i>Spergula morisonii</i>							+						+		r	+		
<i>Spergularia rubra</i>							+											
<i>Stachys recta</i>				1														
<i>Stellaria holostea</i>																+		
<i>Tanacetum vulgare</i>	1														r			
<i>Taraxacum</i>																		
<i>Taraxacum</i> sc.	+							1					1					+
<i>Trifolium arvense</i>									1									
<i>Trifolium dubium</i>									1									
<i>Trifolium medium</i>				1					1									
<i>Trifolium repens</i>	10			5					1					+				
<i>Tripleurospermum inodorum</i>				+														
<i>Trisetum flavescens</i>													+					
<i>Tussilago farfara</i>	1			1														
<i>Urtica dioica</i>		+																
<i>Vaccinium myrtillus</i>		50	15			1		+	10				+			+	1	+
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		5							5				+		+	1		
<i>Verbascum sp.</i>								+										
<i>Veronica officinalis</i>	10			5	5										+			+
<i>Vicia hirsuta</i>				+														
<i>Viola reichenbachiana</i>					+													
<i>Viola riviniana</i>	1																	
<i>Fagus sylvatica</i>	40			20		10	5	1			r		5	r				
<i>Larix decidua</i>	1			1			+	+			r	r	+	r	r	r		r
<i>Picea abies</i>	1		1	1	r	1	+	r		r	+	r	1	10	r	r	r	r
<i>Robinia pseudacacia</i>	+	r	1	1	+	r	+	r	+	+	r	+	r	r	r	15	r	r
<i>Robinia pseudacacia (hyd.)</i>	5	+	5	5	1	1	+	+	+	1	+	+	+		1	1	+	1
<i>Quercus robur</i>	15			15		r	10			10			+	+		+		+
<i>Quercus rubra</i>	80			80	+	30	15	5	10	10			+	40	r	+	15	+

Příloha 2: Průměrné teploty za období 1. 4. – 31. 10. 2016 naměřené v meteorologické stanici ČHMÚ v Třeboni. Červený křížek označuje teplotu v den odečtu semenáčků (1. 6., 5. 7., 8. 8., 5. 9., 1. 10. 2016).

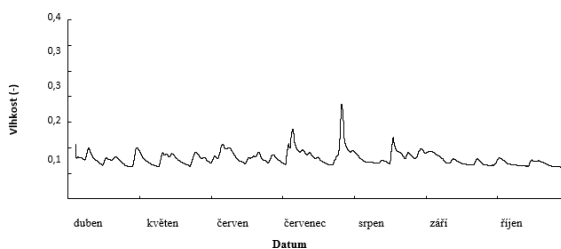


Příloha 3: Průměrná teplota (první sloupec) a vlhkost (druhý sloupec) půdy v období od 12. 4. – 31. 10. 2016 v jednotlivých sukcesních stádiích a způsobech obnovy. Stádia: mladé (Y), střední (M), starší (L). Způsoby obnovy: spontánní sukcese (S), lesnická rekultivace (R).

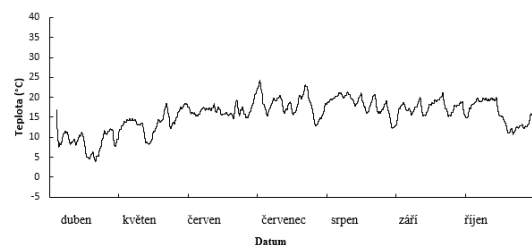
YS



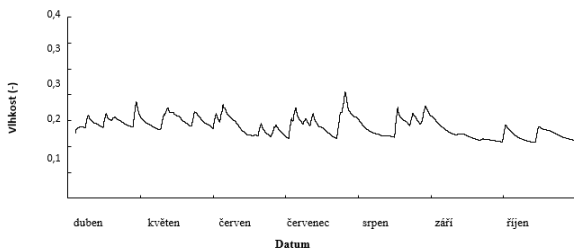
YS



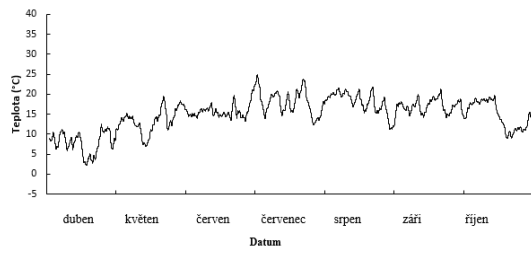
YR



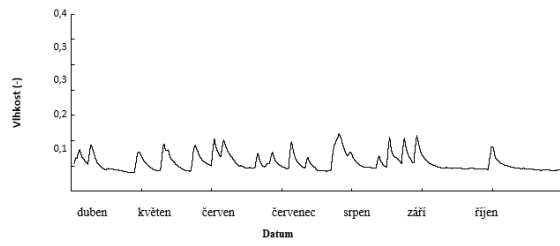
YR



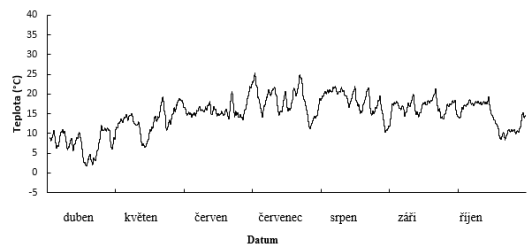
MS



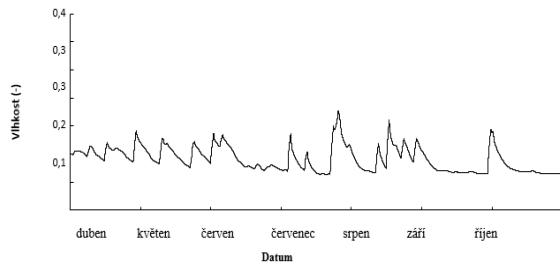
MS



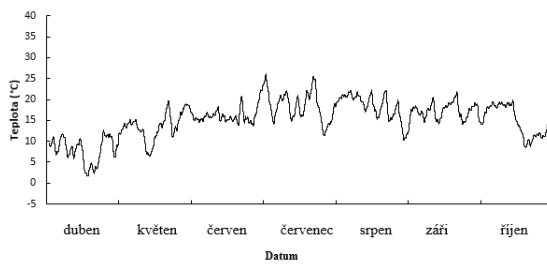
MR



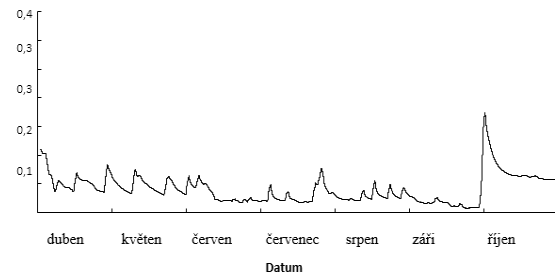
MR



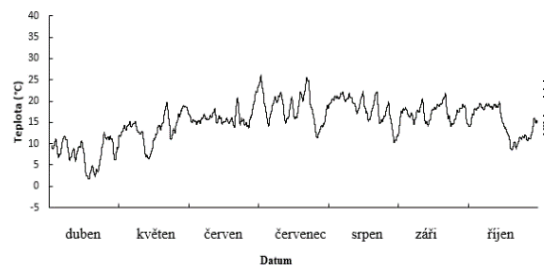
LS



LS



LR



LR

