

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Bc. Veronika Spurná

Uchycení a růst smrků během spontánní sukcese a technické rekultivace na
výsypkách po těžbě uhlí

Establishment and growth of spruces in reclaimed and unreclaimed plots on heaps
after coal mining

Diplomová práce

Školitel: prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Praha, 2021

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 2021

Podpis:

Poděkování:

Můj největší dík patří profesorovi Mgr. Ing. Janu Frouzovi, CSc. za všechny cenné rady a připomínky, za jeho trpělivost a přátelský přístup. Za zmínku stojí i kamarádi a příbuzní, kteří se se mnou doslova strastiplně prodírali neprůstupným houštím. Nesmím zapomenout na své rodiče, kteří při mně stáli za všech okolností a dopřáli mi klid při studiu.

ABSTRAKT:

Uhlí je nejvýznamnější energetická surovina těžená u nás. Jeho těžba představuje obrovský zásah do krajiny. Cílem práce je porovnání uchycení smrků a jejich růst během spontánní sukcese a rekultivace na výsypkách vzniklých po ukončené těžbě uhlí. Studované nerekultivované plochy jsou zarostlé spontánním porostem skládajícím se zejména z vrby jívy (*Salix caprea*), břízy bělokoré (*Betula pendula*) a topolem osikou (*Populus tremula* L.). Rekultivovaná plocha je tvořena zásadně výsadbou smrkem ztepilým (*Picea abies*). V této práci je studována hustota lokalit, věková a výšková struktura, položení na terénních vlnách a vzdálenost od okraje výsypky. Smrky jsou zároveň zmapovány pomocí GPS. Hustota smrků na rekultivovaných plochách je výrazně vyšší než na sukcesi, ale smrky rostou pomaleji. Na nerekultivovaných plochách je rychlejší růst již uchycených smrků než na plochách rekultivovaných. Výsledky ukazují vyšší uchycení smrků na svazích vln, zejména pak na severní závětrné straně vln, než v úžlabí nebo na vrcholech. Výsledky ukazují na možnost podsadby sukcesních ploch klimaxovými dřevinami jako na perspektivní způsob rekultivace.

Klíčová slova: smrk, sukcese, rekultivace, uchycování stromů, hustota stromů

ABSTRACT

Coal is the most important raw material mined in our country. The mining activity creates huge impact on the landscape. The aim of the thesis is to compare the attachment of spruces on spoil tips created by coal mining and their growth during spontaneous succession and reclamation. The studied non-recultivated areas are overgrown with spontaneous vegetation consisting mainly of willow (*Salix caprea*), white birch (*Betula pendula*) and aspen poplar (*Populus tremula L.*). The reclaimed area only consists of planted Norway spruce (*Picea abies*). The density of localities, age and height structure, layout on terrain waves and distance from the edge of the dump were studied. Spruces were also mapped using GPS. The density of spruce vegetation on reclaimed areas is significantly higher than on succession, however, their growth is slower. On non-reclaimed areas, the growth of already attached spruces is significantly faster than on reclaimed areas. The results show a higher attachment of spruces on the slopes of the waves, especially on the northern leeward side, rather than in the troughs or on the peaks. The results show the possibility of undercutting succession areas with climax trees as a promising method of reclamation.

Keywords: spruce, succession, reclamation, establishment of trees, density of trees

OSNOVA

1. ÚVOD.....	1
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	3
2.1. Těžba uhlí.....	3
2.1.1. Výsypky na Sokolovsku	3
2.2. Způsoby obnovy těžební krajiny	4
2.2.1. Sukcese.....	5
2.2.2. Rekultivace	8
2.3. Vývoj půdy na výsypkách.....	10
2.4. Uchycování vegetace	15
2.4.1. Vývoj vegetace na výsypkách.....	15
2.4.2. Faktory uchycení vegetace.....	17
2.4.3. Dřeviny v rekultivaci a sukcesi	23
2.5. Smrk ztepilý (<i>Picea abies</i>).....	24
3. METODIKA.....	27
3.1 Lokalita	27
3.2 Sběr dat.....	27
3.3 Zpracování dat	30
4. VÝSLEDKY	31
4.1 Růst smrků.....	31
4.2 Hustota smrků.....	36
4.3 Vliv mikrostanoviště	37
4.4 Vliv vzdálenosti od okraje výsypky	37
5. DISKUZE	38
6. ZÁVĚR	41
7. LITERATURA	42

1. ÚVOD

Těžba uhlí devastuje celou krajinu. Při těžbě dochází k narušení půdy, přemístění velkého množství nadloží, výstavbě nových komunikací a poškozování okolí při používání těžké techniky. Jedná se o velká poškozená území, která lze těžko vrátit do původního stavu. Obnova krajiny narušené těžbou je tak velice složitá a náročná (Bradshaw, 1997; Štýs, 1981).

Na výsypkách probíhá komplexní výzkum z různých odborníků, institucí a univerzit z celé republiky, poněvadž díky vlastnostem a mineralogickému složení cypřišových alkalických jílu jsou více než vhodné pro přirozenou obnovu. Tento jedinečný charakter nám umožňuje zkoumat nejen vlastnosti vývoje půdy, vzájemné vztahy mezi organismy, ale i vývoj vegetace a porostu během několika desetiletí (Frouz et al., 2007b; Řehounek et al., 2010).

Obnova těžbou narušených lokalit probíhá buď spontánní sukcesí, technickou rekultivací nebo kombinací výše zmíněných. Ponecháním samovolnému zarůstání se může splnit cíl obnovy bez financí. Zachová se tím vysoká heterogenita porostu, zvýší se potenciál krajiny, dojde ke stabilizaci půdy a zamezí se erozi. Je tu sice malá šance na uchycení invazivních druhů, na druhou stranu je zde možnost využít refugia.

Technické rekultivace snižuje strukturální a funkční rozmanitost, eliminují chráněné nebo ohrožené druhy a hrozí zde často eroze a jiné dopady. Technická opatření jsou také ekonomicky velmi nevýhodná. Zarovnáním a použitím těžké techniky dochází k utužení půdního substrátu a zabrání vývoji kořenů. Vysázené homogenní vegetace bývají i z nepůvodních druhů, dochází tak k nižšímu růstu, vysoké úmrtnosti nebo napadení škůdci (Prach & Pyšek, 2001). V současnosti se nejčastěji používá lesnická rekultivace (Frouz et al., 2007b).

Mezi faktory ovlivňující uchycení patří především živiny, vlhkost, mikrostanoviště a okolí. Důležité je říci, že všechny faktory nepůsobí zvlášť, ale vždy v kombinaci s ostatními. U klimaxových dřevin je důležité zapojení pionýrské vegetace spolu s dostatečnou vlhkostí (Chapin et al., 1994; Prach & Pyšek, 1994; Tischew & Kirmer, 2007). V případě smrku se osvědčila přípravná dřevina bříza (Ferda, 1977; Poleno et

al., 2009). V rámci mikrostanoviště se nejvíce dřevin se uchycuje na severní závětrné straně, kde je dostatečná vlhkost (Frouz et al., 2015b). Fyziologický nedostatek vody je omezením sukcese, protože na úživných a dostatečně provlhčených stanovištích je největším problémem konkurence bylinného patra (Prach & Svoboda, 2009). Předpověď toku vody by mohla přispět k celkovému vědění o šíření a uchycování vegetace (Buczko et al., 2001). Neméně důležité je také okolí výsypky, v případě že na ní navazuje okolní již vzrostlá vegetace (les), je spontánní sukcese daleko snazší (Prach & Pyšek, 1994). Okolní lesy jsou tak významným zdrojem semen (Chapin et al., 1994; Tischew & Kirmer, 2007). Značný vliv mají i půdní vlastnosti výsypky (Frouz et al., 2008a).

Tato práce navazuje na další studie o uchycování pionýrských dřevin (Reitschmiedová, 2015) a klimaxových dřevin, konkrétně buku lesního (Vobořilová, 2011) a dubu letního (Janoušová, 2013). Má práce shrnuje faktory uchycování klimaxových dřevin a mohla by pomoci při plánování přirozené obnovy krajiny.

Cílem práce je porovnání uchycení a růstu smrku během spontánní sukcese a technické rekultivace na výsypkách po těžbě uhlí. Vychází z těchto **hypotéz**:

- * Hustota smrků bude vyšší na rekultivaci než na spontánní ploše
- * Růst smrků bude rychlejší v sukcesi než na výsadbách
- * Smrk se bude uchycovat více na svazích vln než v úžlabí nebo na vrcholku

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1. Těžba uhlí

Vzhledem k tomu, že se zdroj hnědého uhlí nachází v podzemí, musí být skrývka zeminy překrývající vrstvy uhlí tzv. hlušina přemístěna. Tím vznikají obrovské škody na celých ekosystémech. V mnoha zemích je proto nyní legislativně vyžadováno, aby se původní povrchové půdy zakonzervovaly a nahradily. Zůstalo zde však ohromné dědictví odkazující na probíhající těžbu v minulosti. Je zřejmé, že při povrchové těžbě uhlí dochází ke značnému narušení krajiny a poškození půdy (Bradshaw, 1997). Při těžbě uhlí se zatěžuje životní prostředí nejen emisemi znečišťujících látek vypuštěných do ovzduší, ale i tepelným znečištěním či znečišťováním půdy a vody (Frouz et al., 2007b).

Ve střední Evropě je velmi závažný vliv na krajinu způsobený těžbou hnědého uhlí. V Čechách je nejvíce zasaženou oblastí Severočeská hnědouhelná pánev. Hnědé uhlí se těží především povrchovou těžbou s hloubkou takřka 200 m (Prach, 1987). Vytěžená hlušina je uložena v haldách, tedy výsypkách, které na Sokolovsku pokrývají více než 6000 ha (Helingerová et al., 2010). Výsypka tak tvoří nové substráty otevřené kolonizaci rostlin. Část z nich je rekultivována, ale velká část zůstane bez úpravy. Tím je tedy vhodná pro studium spontánní sukcese i díky velkým rozměrům, přesnému datování a relativně homogennímu substrátu (Prach, 1987). Velký potenciál má v těchto narušených lokalitách během projektů obnovy využití spontánní sukcese. Tyto plochy mohou přispět k vzrůstu místní biodiverzity a při správném navržení těžební oblasti mohou fungovat jako refugia (Prach & Pyšek, 2001).

2.1.1. Výsypky na Sokolovsku

Velké podkrušnohorské výsypky (o ploše 1957 ha) se nachází v západních Čechách, 8 km na severozápad od města Sokolov. Jsou to velké haldy hlušiny z těžby hnědého uhlí. Skrývkovou zeminu tvoří cyprisové, třetihorní, mírně alkalické jíly. Tyto jíly se označují jako cyprisové podle výskytu fosilií vodního korýše skořepatce (*Cypris*

angusta) z období miocénu. Cyprisové jílky jsou dobře zásobené živinami (Štýs, 1991) a právě díky mineralogickému složení a obsahu organických látek vhodné pro biologické rekultivace bez použití navezené ornice (Frouz et al., 2007a).

Výsypky jsou sypány zakladačem v pásech v několika etážích nad původní terén, který převyšují o 100 m (Štýs, 1991; Frouz et al. 2006). Vznikají tak rovnoběžné terénní vlny, které jsou 1-3 m vysoké, 100 m dlouhé a 6 m široké (Vobořilová, 2011; Frouz et al., 2018). Průměrná nadmořská výška hald je 500-600 m n. m. Průměrný úhrn srážek je 650 mm a průměrná roční teplota je 6,8°C (Helingerová et al., 2010).

2.2. Způsoby obnovy těžební krajiny

Obnova těžbou narušených míst a jiných industriálních stanovišť spadá pod obecnou ekologickou obnovu, která se zabývá obnovou ekosystémů nebo jejich částí. Vzhledem k tomu, že tlak na přírodu neustále sílí, je přímo naléhavé zamezit ztrátám produkce a přistupovat k obnově ekosystémů jako nejvyšší prioritě. Klíčové procesy obnovy musí být přizpůsobeny míře degradace krajiny a místním podmínkám. Obecně se nejprve identifikují procesy, které vedly k degradaci a navrhnou se jejich řešení. Poté se stanoví realistický cíl a kritérium úspěchu, navrhnou se metody postupů obnovy a jejich začlenění do strategického územního plánování. Nakonec dochází k praktické realizaci a jejího monitoringu a vyhodnocení úspěchu. Důležitý je rozvoj metody a přesné vypracování těchto pokynů pro zdařilý a účinný výsledek (Hobbs et al., 1996).

Obnova těžební krajiny zahrnuje vrácení oblastí do původního stavu. Rehabilitace znamená pouze částečný návrat. Rekultivace označuje nový stav, kdy se struktura nebo funkce ekosystému liší od původního. Půdní materiál je často zcela nahrazen a biologická funkce půdy je obvykle plně obnovena. (Bradshaw, 1997). Výsledkem by měla být krajina přírodě blízká, která poskytuje druhům stanoviště, kde mají větší šanci přežít (Frouz et al., 2007b; Řehounek et al., 2010).

Z praktického hlediska se obnovuje ponecháním přirozené posloupnosti, jejím lehkým manipulováním (urychlováním, zbržděním, směřováním jinam, kosením,

pastvou, apod.) anebo zcela uměle (např. technická rekultivace, hustá výsadba) (Řehounek et al., 2010).

V České republice je přibližně 270 km² výsypek po těžbě uhlí (Řehounek et al., 2010) a necelé 1% lokalit, které jsou přímo ovlivněny těžbou (Prach et al., 2011). Na většině území došlo k rekultivačním zásahům, avšak část byla ponechána spontánní sukcesi i když se tak původně nezamýšlelo (Řehounek et al., 2010). V současnosti se těžební lokality obnovují technicky nebo jsou ponechány přirozené posloupnosti (Prach et al., 2011).

Mezi ukazatele obnovy ekosystémů v lokalitách po těžbě patří akumulace půdní organické hmoty a související změny v chemii půdy. Abychom pochopili časové změny ve vlastnostech ekosystému těchto lokalit, vědci obvykle používají přístup chronosekvence (nasbíraných stejných informací na stejném místě po letech) a najednou porovnávají podobná místa různého věku. Ačkoli je tento přístup užitečný, má důležité omezení, kterým je variabilita míst. Ve své studii upravil přístup chronosekvence Bartuška (2015) opakovaným měřením míst po delší době.

2.2.1. Sukcese

Jedním ze způsobu obnovy těžební krajiny je ponechání přirozených procesů bez zásahů člověkem, tzv. sukcesi. Tyto procesy přirozené posloupnosti jsou velmi pomalé, výsledky jsou obvykle viditelné až po 50 nebo 100 letech (Bradshaw, 1997), a to i když na začátku probíhá rychle (Prach & Pyšek, 2001). Využití potenciálu spontánní sukcese je velmi vysoké. V mírných podmínkách Evropy, je to vhodná volba pro obnovu půdy (Jonášová et al., 2006), avšak ve skutečnosti se v EU využívá velmi málo (Prach et al., 1993).

Ponechání samovolnému zarůstání přírody je z ekonomického hlediska velmi výhodné, protože je to nejlevnější varianta ze zásahů člověkem (Bradshaw, 1997; Prach et al., 1999; Frouz et al., 2018). Bez pomoci lze dosáhnout plně funkčního prostředí a

ekosystém je pak dlouhodobě soběstačný. Jedná se o ekologické inženýrství nejlepší svého druhu (Bradshaw, 1997). Spontánně obnovená místa mají prokázanou větší diverzitu druhů rostlin a přítomnost některých vzácných ruderalů. Dále jsou tyto plochy efektivnější ve struktuře porostu a vývoji půdy než rekultivované plochy s výsadbou stromů (Prach et al., 1999; Prach & Pyšek, 2001).

Na výsypkách začíná primární sukcese (prvotní fáze) na nevyvinuté půdě, bez organismů a bez semenné banky. Rozhodující pro další vývoj je transport diaspor především z okolí výsypek. Konkurence nastává až v případě hustého pokrytí vegetací. Zdárný vývoj závisí na úspěšnosti při klíčení, prerreprodukční úmrtnosti, dobrých vlhkostním a tepelným podmínkám a reliéfu (Prach, 1987). Spontánní uchycení nepůvodních invazivních druhů má jen nepatrný vliv (Řehounek et al., 2010).

Opuštěné místo, které je obklopené přirozenou vegetací má nejlepší předpoklady pro spuštění spontánních procesů. Na ponechání samovolnému zarůstání se dá spolehnout za předpokladu, že není substrát extrémně poškozený či nebyly zásadně narušeny okolní podmínky (Prach & Pyšek, 2001).

Pokud je substrát narušen je ideálním postupem definovat omezující faktor, vlastnosti půdy a s ní spojené problémy, případně stanovit okamžitou či dlouhodobou nápravu. S ohledem na tyto problémy by se měla zvážít aplikace přirozené sukcese v obnově těžbou narušených míst. Bradshaw (1997) poukázal na výzkumy které ukázaly, že existuje pouze omezený počet problémů, které brání uspokojivému růstu a obnově, přičemž většina z nich je dobře rozpoznána.

Další z výhod ponechání spontánní sukcese je obvykle rychlé zarůstání vegetací (do 15 let), rozšiřování původních dobře přizpůsobených dřevin, nízký počet invazivních druhů a možný výskyt refugií pro volně žijící živočichy (Prach & Pyšek, 2001). Vegetace spontánně vytvořená na výsypkách přispívá ke stabilizaci substrátů, působí proti větrné a vodní erozi, vizuálně odděluje nepřirozené typy reliéfu a poskytuje habitat mnoha organismům (Prach et al., 1999). Přirozený les s různou druhovou a věkovou strukturou by měl plnit více ekologických funkcí, být odolnější k přemnožení

hmyzu, velkoplošným polomům a zadržovat více vody než monokulturní les (Prach & Svoboda, 2009).

Okolní vegetace hraje důležitou roli při kolonizování. Pokud jsou výsypky obklopeny lesy, jsou ideální pro kolonizování okolními lesními druhy (Prach & Pyšek, 1994).

Nově vzniklý přirozený les by měl být založen v blízkosti starodávných lesů pro vhodný vývoj pozemní vegetace. Druhově bohatou vegetaci lze dosáhnout po 80 letech spontánní kolonizací právě hraničením se starým vyvinutým lesem. S přibývajícím věkem se kontinuálně zvyšuje bohatství lesních druhů a ubývá se snižující se vzdáleností od starodávným lesem (Brunet, 2007). Většina našich druhů dřevin zmlazuje obvykle velmi snadno a rychle, když jsou v dosahu semenné stromy (Prach & Svoboda, 2009). Lesní porosty ponechané samovolnému růstu jsou hodnotnějším stanovištěm pro zakládání klimaxových stromů oproti rekultivaci s výsadbou olše. Použití spontánní dřevité vegetace při obnově lesa, jako ošetřovatelského krytu pro klimaxové stromy, by se mělo alespoň přihlížet (Frouz et al., 2015b).

I vysoce narušené lesy se mohou dlouhodobě spontánně regenerovat. Obnova by měla být čistě přírodní např. ořezávání nebo výsev místních rostlin, které urychlují vývoj vegetace a zabraňují erozi. Do rozhodovacích procesů by se měli zapojit všechny zúčastněné strany (Tischew & Kirmer, 2007).

Na druhou stranu využití spontánní sukcese má i své nevýhody, mezi které patří např. občasné zdroje semen plevelů, dominance některých látek způsobující alergenní reakce, zastavení přirozeného procesu expanzí konkurenčně silných trav a nižší produktivní hodnota ve srovnání s rekultivací (Prach & Pyšek, 2001).

Při obnově krajiny je občas potřeba drobný zásah tzv. řízená sukcese. Takovým zásahem může být např. vysazení nějakého rostlinného druhu, který pomáhá s přirozeným procesem obnovy. Rostliny poskytují organickou hmotu, snižují objemovou hmotnost půdy, vynášejí minerální živiny na povrch a akumulují je v

dostupné formě (Bradshaw, 1997). Někdy je naopak potřeba eliminace nežádoucích druhů, např. kosením nebo pastvou (Řehounek et al., 2010).

V těžebních lokalitách v Čechách probíhala řada výzkumů nejen pod vedením prof. Frouze (1997, 2005, 2006, 2007a, 2007b, 2008a, 2008b, 2011, 2013, 2015a, 2015b, 2016, 2017, 2018; Bartuška & Frouz, 2015; Helingerová et al., 2010; Janoušová, 2013; Mudrák et al., 2012; Reitschmiedová, 2015; Šnajdr et al., 2013; Šourková et al., 2005ab; Vobořilová, 2011). Výzkumy potvrdily důležitou roli geodiverzity při zakládání druhů během spontánního posloupnosti. Od roku 2003 se zakládaly výsypky s rovným nebo vlnovým terénem. V dalších letech byl sledován vývoj vegetace. Na vyrovnaných plochách převládaly více traviny a byliny, zatímco na vlnitém terénu převládaly stromy, zejména vrba jíva (*Salix caprea*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*) (Frouz et al., 2018).

2.2.2. Rekultivace

Pojem rekultivace znamená technické napravení lidských zásahů do přírody. Především se jedná o území ovlivněné těžbou nerostných surovin. Převážně se pomocí těžké techniky výsypky zarovnejí a je na ně navezena ornice nebo jiná organická hmota. Úpravy se provádí po sesednutí hald, což bývá obvykle po 8 letech od přesunutí hlušiny (Štýs, 1981). Následně se místo hustě osází dřevinami.

Problémem bývá, že se na živinami bohatém podkladu daří ruderalním rostlinám a plevelům, které pak brání uchycení konkurenčně slabším druhům. Rekultivované plochy jsou preferovány inženýry a experty z řad firem (Prach et al., 1999a). Technická rekultivace se doporučuje při závažně kontaminovaném či erodovaném prostředí nebo poblíž lidských obydlí, dopravních cest nebo z důvodu dalšího využití. Technická rekultivace vyhovuje více druhům se širokou ekologickou valencí (Hobbs et al., 1996; Prach & Pyšek, 2001) nebo když je krajina poškozena tak, že se sama nedokáže vzpamatovat (Štýs, 1981). Jako výhodu lze brát i rychlejší uchycení vysázené vegetace (Řehounek et al., 2010).

Technická opatření jsou ekonomicky nákladná, ekologicky snižují biodiverzitu, podporují konkurenci schopné dominantní druhy a eliminují chráněné a ohrožené druhy (Prach et al., 2011). Zarovnané rekultivované lokality neobsahují heterogenní mikrostanoviště (Prach et al., 1999b). Mezi nevýhody patří použití těžké techniky, ve fázi před samotnou biologickou rekultivací, kdy probíhají terénní úpravy, tvarování ploch, stavba komunikací, návoz materiálu nebo odvodnění plochy pomocí betonových drenáží (Prach & Pyšek, 2001; Frouz et al., 2007b). Udusáním, zarovnáním půdy je omezen rozvoj biodiverzity. Rekultivace mnohdy likviduje cenné biotopy a populace vzácných nebo chráněných organismů. Z hlediska obnovy působí většinou negativně a nákladně (Řehounek et al., 2010; Štýs, 1981). Po rekultivaci by měla být výsledkem krajina se všemi ekosystémovými službami a funkcemi (Frouz et al., 2007b).

Rekultivace můžeme dělit na zemědělské, lesnické, vodohospodářské, rekreační a ostatní (Štýs, 1981). Lesnická rekultivace má prokazatelně nižší biodiverzitu než přirozeně obnovené plochy (Řehounek et al., 2010).

Na severouhelných pánvích převažuje lesnická rekultivace (1 794 ha) bez návozu ornice ve sponu 1m x 1m, která je realizována zejména na svazích. Plán sanací a rekultivací na Sokolovsku je určen na období 5 let, kdy se lesnická rekultivace skládá z vlastní výsadby, ožínání, okopání sazenic, vylepšování a ochrany proti okusu zvěří. Plán je schválen Ministerstvem životního prostředí (MŽP), Odborem výkonu státní správy IV v Ústí nad Labem. Po deseti letech se provádí prořezávka vegetace.

Od počátku rekultivací 50. let 20. stol. bylo ukončeno 1081 ha zemědělských, 1701 ha lesnických, 78 ha vodních a 29 ha ostatních. Celkem je naplánováno rekultivování 9 260 ha ploch (Frouz et al., 2007b).

Používané sazenice dřevin jsou 2 až 3 roky staré a jsou chemicky chráněné před okusem zvěří (Frouz et al., 2007b). Přemnožená zvěř a její intenzivní okus může zásadně omezit obnovu našich lesů, ať už spontánní nebo umělou (Prach & Svoboda, 2009). Z listnatých dřevin se sází nejčastěji olše, javor, jasan, dub a jeřáb, z jehličnatých jsou to borovice, smrky a modřiny. Keře se používají hlavně plodonosné a původní a

vysazují se podél hospodárnic (Frouz et al., 2007b; Prach et al., 1999a). Pro lokality narušené těžbou uhlí se aplikuje např. javor, jasan, olše a smrk (Štýs, 1981). Pro příznivý vývoj půdy se používají nejvíce olšové a lipové výsadby. V opačném případě jsou nejméně vhodné jehličnany (Řehounek et al., 2010).

Za zmínku stojí, že se často a zbytečně zalesňují cenné a druhově bohaté lokality jako jsou orné půdy, louky, stepi, pramenišní enklávy, opuštěné nivní louky, zbořeniště, mýtiny uprostřed lesů nebo na jinak opuštěných místech. Na tyto lokality se běžně u nás sází nevhodný smrk, který se nachází skoro všude nehledě na stanovištní poměry. Dále jsou nemístné nepůvodní a invazivní druhy, např. borovice vejmutovka (*Pinus strobus*) a dub červený (*Quercus rubra*), protože se jejich výsadby mohou stát ohnisky šíření do okolních porostů (Prach & Svoboda, 2009). Na Sokolovsku není problém s invazivními druhy (Řehounek et al., 2010).



Obr. 1: Vlevo sukcese, vpravo rekultivace

2.3. Vývoj půdy na výsypkách

V lokalitách ovlivněných těžbou mohou nastat problémy s kvalitou půdy, čímž je pak bráněno růstu rostlin. Nevhodné půdní podmínky by bylo nejlepší nejprve identifikovat a tím problémům s kvalitou půdy předejít, nebo je alespoň zmírnit. Ostatně by nekvalitní půdou mohl být ohrožen celý proces obnovy a nemusel by vůbec

začít. Nejčastější překážkou je značný nedostatek živin, přítomná toxicita nebo nevhodné fyzické podmínky (Bradshaw, 1997).

Vývoj půdy na výsypkách u Sokolova sledoval kolektiv prof. Frouze od roku 2005. Zaznamenával obsáhlé množství půdních parametrů, včetně chemických vlastností a porovnávali je ve 40letém souboru různě starých porostů. Obsah organických látek se zvýšil na rozdíl od pH, které se během sledu snížilo. Hromadění organických látek se jeví jako hlavní faktor ovlivňující rozvoj půdního mikrobiálního společenství. Obsah organického uhlíku pozitivně koreloval s mikrobiální biomasou, respirací, s přímými počty bakterií, rozkladem celulózy a aktivitou FDA (fluorescein diacetát hydroláza). Jedině délka mycelia hub nevykazovala žádnou změnu.

Většina parametrů měřených na zarostlých lokalitách starých kolem 40 let měla ve srovnání se nenarušenými stanovišti porovnatelné hodnoty. Během několika fází sukcese se postupně zvyšoval počet bakterií, snižovala mikrobiální biomasa, respirace a FDA. To odpovídá celkovému snížení obsahu organického uhlíku ve svrchní vrstvě ornice, což je způsobeno činností žízála, snížením dostupnosti půdní organické hmoty a přibývajícím přítomností kořenového systému rostlin. Mikrobiální skupina silně ovlivňuje formu humusu vytvořenou aktivitou bezobratlých. Rychlý nárůst všech mikrobiálních parametrů byl spatřen s výjimkou délky mycelia (Frouz & Nováková, 2005).

Půdní makrofauna ovlivňuje translokaci organické hmoty do minerální vrstvy. Tento jev byl častěji indikován na rekultivovaných plochách. Akumulace organické hmoty směřuje k vyššímu mikrobiálnímu dýchání, ke zvýšení retence vody v půdě a zvětšení biomasy. Na mineralizaci uhlíku příliš nepůsobí. Předpokládá se, že za tyto účinky odpovídají svou činností půdní saprofágové, a to zejména promícháváním půdy a fragmentací vrhu (Frouz et al., 2006).

Tolerantní k prvotním fázím sukcese jsou želvušky, bakteriofágové, fungivorní hlístice a mikrosaprofágní diptery. Skupiny mají větší početnost se zvyšující se fermentační vrstvou. Nejpočetnější jsou v této vrstvě drobnušky a testelové améby. Makrosaprofágové mají značný vliv na rozklad podestýlky a promíchávání půdy.

Největší početní zastoupení půdních živočichů se vyskytovalo na nejstarších lokalitách (Frouz, 2008b).

Mikrobiální procesy jsou nedílnou součástí obnovy krajiny. Pro normální fungování ekosystému je důležitá přítomnost dusíku. Ten však v minerální formě ve výsypkách chybí. Hlavním zdrojem dusíku je biologická fixace, probíhající zejména pomocí *Rhizobium* a *aktinomycet*. Fixovaný dusík se shromažďuje v rostlinách a poté přechází do půdy, kde se hromadí v organické formě a následně se rozkladem organické hmoty uvolňuje (Bradshaw, 1983).

Na výsypkách hrají nedílnou součástí obnovy krajiny také žížaly. Díky své činnosti mění strukturu a vlastnosti půdy k lepšímu, a tak umožňují počáteční vývoj rostlin (Frouz, 2008a). Žížaly sice pozmění druhové složení a počet jedinců půdních organismů, přesto značně usnadňují sukcesí na lokalitách po těžbě uhlí (Mudrák et al., 2012).

Hojnost půdních organismů ovlivňuje také distribuce organické hmoty, která je zdrojem potravy pro půdní faunu. Ta současně vytváří určité mikroklima a mikrohabitat. Migrace mezi jednotlivými mikrohabitaty umožňuje půdní fauně nalézt vhodné podmínky pro přežití během celého roku. Organismy se mohou šířit různými směry a uniknout tak nepříznivým faktorům. Díky prostorově heterogenitě se může zvýšit samovolné zarůstání vegetací na lokalitách po těžbě (Frouz et al., 2011).

Na výsypkách u Sokolova proběhl další výzkum, zaměřující se na mnoho parametrů týkající se půdy. Výzkum se konal na 27 nerektivovaných těžebních lokalitách různého věku (až 41 let). Čím starší byl studovaný vzorek, tím vykazoval větší dostupnost uhlíku, dusíku, draslíku a ve vodě rozpustného fosforu. Velký nárůst přístupného fosforu byl výrazný až v pozdní fázi sukcese. Naopak s rostoucím věkem se pH půdy a přítomnost vápníku a sodíku snižovala.

Tloušťka fermentační vrstvy byla proměnlivá a obvykle nízká (méně než 1 cm). Silnější vrstva (4-5 cm) byla zpozorována u stanovišť starých 15-22 let. Pokles fermentační vrstvy se snižoval v depresích, kde naproti tomu nejrychleji přibývala humusová vrstva. Ta se začala objevovat až u 24 let starých stanovišť. Hlavní roli při tvorbě humusu hraje aktivita žížal, tedy zvláště při bioturbaci. V pozdních fázích

sukcese je největší podíl žížal, které přispívají k vysoké pórovitosti a k tvorbě až poloviny ornice pevné hmoty (0-5 cm).

Ornice tvořená převážně z vyřazeného materiálu se vyskytuje v počátečních fázích před vytvořením keřové vrstvy. Lokalita pokrytá keři (15 - 22 stará) má rezervu podestýlky na povrchu vyšší než roční produkce. Pod vrstvou podestýlky se tak vytvořila silná fermentační vrstva, která indikuje pomalý rozklad a míchání půdy. Lokalita porostlá staršími rostlinami (24 let a starší) obsahuje již zformovanou vrstvu humusu a sníženou tloušťku fermentační vrstvy. Přítomnost vrstvy humusu byla vybrána diskriminační analýzou jako nejužitečnější ukazatel mezi mladšími a staršími stanovišti (Frouz et al., 2008b).

Vývoj půd ovlivňuje také složení vegetace a opadu. Na Sokolovsku bylo ukázáno, že vliv druhů dřevin na vývoj půdy je značně způsoben aktivitou půdní fauny, zejména bioturbací žížal. Vývoj se velmi lišil mezi zarostlými místy různých druhů stromů. U listnatých druhů, které produkují podestýlku s nízkým poměrem C/N byla vrstva *Oe* (fermentační subhorizont s rozpoznatelnými zbytky rostlinného a živočišného materiálu) tenká nebo úplně chyběla, zatímco vrstva *A* (nejsvrchnější část půdy s často největší biologickou aktivitou) byla znatelně silnější. Oproti tomu stálezelené druhy, které produkují vysoký poměr C/N, měly silnou vrstvu *Oe* a slabou vrstvu *A*.

Jako další ukazatel tloušťky sloužila akumulace uhlíku ve vrchní minerální vrstvě půdy. Nejvyšší zásoba byla v blízkosti lip a olší, naopak nejnižší byla u břízy, vrby jívy a osiky.

Pokud je efekt půdní fauny malý, zůstává opad na povrchu půdy, horizont *Oe* je silný, horizont *A* tenký, skladování C nízké a mikrobiální dýchání je vysoké. V případě velkého efektu půdní fauny jsou hodnoty opačné.

Poměr hub a bakterií se v horizontu *A* podstatně nelišil mezi lokalitami. Výjimku tvořila smrková stanoviště, kde byl tento poměr vyšší a pozitivně koreloval s poměrem C/N v opadu. Obecně byl poměr hub a bakterií vyšší, tam kde byl přítomný horizont *Oe*, nicméně jejich rozdíl byl významný pouze u smrku. PH a rozpustný fosfor se mezi

lokalitami lišil jen neznatelně. Obsah draslíku byl nejvíce zjevný u lip a olší (Frouz et al., 2013).

V porovnání s rekultivovanou plochou se na zarovnaných výsypkách s dominantní třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) zvyšovala činnost mikrobiální biomasy a respirace. Na rekultivovaných lokalitách byl vyšší obsah C a N, avšak obsah P se nelišil. (Čížková et al., 2018).

Vývoj půdy pomohla zhodnotit chronosekvence provedená po 11 letech na místech, kde byla vysázena olše bez aplikace ornice. Po této době se snížilo pH v alkalických místech a naopak vzrostlo v kyselých půdách. Uhlík se se stářím lokality více ukládal do půdních rezerv, ale postupem času ubýval. Stejně tak se projevoval změny obsahu dusíku v půdě. Obsah fosforu se moc nelišil, jen byl nepatrně nižší na starších stanovištích (Bartuška & Frouz, 2015).

Tvorbu půdy, jak se již mnohokrát prokázalo, ovlivňuje činnost půdních organismů, na něž přímo či nepřímo působí rostliny nebo také konkurence mezi jednotlivými druhy rostlin (Frouz et al., 2008b). Během sukcese probíhají interakce mezi substrátem, rostlinou a mikrobiálním společenstvím. Podle výzkumu prof. Frouze reagovaly byliny pozitivně na mikrobiální společenství oproti travám, které preferovaly kvalitnější substrát s přísunem živin (Frouz et al., 2016).

Klíčovou roli při vývoji půdy hraje také zpětná vazba mezi rostlinou a půdou. V dynamice společenstev rostlin jsou důležité biotické a abiotické faktory půdy. Negativní zpětná vazba je pozorována u časných druhů rostlin, přičemž ta je často nezávislá na půdním podkladu. Pozitivní vazba u pozdních nástupnických druhů, kterým se nedaří v prvotní půdě. Jinými slovy v pozdější půdě je větší rozmanitost druhů rostlin. Pokud chceme pomoci k rozvoji ekosystému, měli bychom brát ohled na časovou osu půdy a vzájemnou interakci rostlin (Kardol et al. 2006).

Podstatný vliv na změnu složení společenstva půdy mají časné rostliny. Negativní zpětnou vazbu prokázaly zvláště v přítomnosti mezidruhové konkurence. Produkce a

konkurence tak ovlivňují jakoukoliv zpětnou reakci. Je zásadní na zpětné vazby přihlížet, protože působí při narušení dominanci a mohou mít vliv na dynamiku rostlinných společenstev a zároveň na následující fáze sukcese (Kardol et al., 2007).

2.4. Uchycování vegetace

2.4.1. Vývoj vegetace na výsypkách

V prvních pěti letech spontánní sukcese převažují letničky, v osmém roce dosahují maxima dvouletky a po desátém roce dominují trvalky. Obecně se dominantní druhy vyskytují spíše na začátku sukcese (nejvíce druhů v pátém roce) a postupně ubývají (Prach, 1987).

Během prvních deseti let kolonizování výsypek byla prokázána značná přítomnost C-strategů, fanerofytů a arbuskulární mykorhizy. Tyto rostliny se rozšiřovaly pomocí bočního šíření, větrem a s pomocí zvířat. Značný byl také růst rostlin oproti dalším rokům. Kdežto přítomnost R-strategů, terofytů, hmotnost propagulí a tvorba semenné banky se s postupem času snižovala. Účast S-strategů, geofytů, hemikryptofytů ani různé typy opylování neukazovaly na žádný trend (Prach et al., 1997).

Veškeré původní druhy se staly později dominantními. Nejúspěšnějšími dřevinami po 10 letech sukcese byly pouze tyto 4 druhy (řazené od nejúspěšnějších): bříza bělokorá (*Betula pendula*), bez černý (*Sambucus nigra*), hloh obecný (*Crataegus sp.*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Tyto druhy dosáhly krytí přes 50% po 10 letech sukcese. Dalších 9 druhů dřevin dosáhlo pokrytí 10% z celkově 15 pozorovaných druhů keřů a stromů. Tyto druhy jsou: trnka obecná (*Prunus spinosa*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), vrba jíva (*Salix caprea*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), krušina olšová (*Frangula alnus*), růže šípková (*Rosa canina agg.*), topol osika (*Populus tremula*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor babyka (*Acer campestre*) Celková změna ve vegetačním pokryvu, role dřevin a dominance druhů jsou cenné z hlediska dosažení cílů přirozené obnovy (Prach & Pyšek, 2001).

Druhová diverzita je nejvyšší mezi dvanáctým a patnáctým rokem sukcese. Po 15 letech dochází k téměř 100% pokrytí půdy travinami a bylinami. Na druhou stranu

dřeviny pokryjí jen 10% plochy, protože jsou více ovlivněny nepříznivými abiotickými faktory v počáteční fázi vývoje a dále pak silnou konkurencí bylinného patra (Prach, 1987).

K obnově opuštěného místa s ornou půdou dochází po 40 až 80 letech. Vyskytují se zde hlavně dřeviny pozdně sukcesních stadií: topol osika (*Populus tremula*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a javor babyka (*Acer campestre*). Okrajově se zde nachází i klimaxové druhy: buk lesní (*Fagus sylvatica*), dub letní (*Quercus robur*) a habr (*Carpinus betulus*). Protože zatím nejsou dostupná data starších 80 let, tak nemůžeme říci, jak rychle půjde spontánní obnova porostů blížící se předpokládanému klimaxu.

Uchycení dřevin na výsypkách brání fyziologickým nedostatkem vody, v opačném případě nadbytkem vody a živin, brání konkurenci bylinného patra (Prach & Svoboda, 2009).

Pomocí porovnání historických leteckých snímků vznikla zajímavá studie zabývající se hustotou stromů na výsypkách. Na jedné straně rekultivované a zarovnané plochy s dominantní olší lepkavou (*Alnus glutinosa*) na straně druhé lokality ponechané přirozené sukcesi s převládající vrbou jívou (*Salix caprea*) a topolem osikou (*Populus tremula*). Rekultivované plochy zarostlé 5 let vykazovaly mnohonásobně větší hustotu než plochy sukcesní. Na lokalitách s olší se hustota postupně snižovala a trvalo dalších 45 letech se hustoty na obou plochách vyrovnaly a ustálily (Frouz et al., 2015b).

Pro předpověď nástupu vegetace vznikl expertní program SUCCESS. Díky tomuto programu je možné předpovědět dominantní druhy a posloupnost serálních stadií od holé půdy až po vývoj během 50 let. Program by měl pomoci správcům krajiny, ochráncům přírody a odborníkům na posuzování vlivů životního prostředí při vytváření postupů ochrany/vývoje vegetace na umělých stanovištích (Prach & Pyšek, 1999a).

2.4.2. Faktory uchycení vegetace

MIKROHABITAT-MIKROSTANOVIŠTĚ

Vliv na uchycení vegetace má změna stanovištních poměrů. Tato změna ovlivňuje charakter vegetace a lesních porostů v dané oblasti. Dle nadmořské výšky se mění taxační charakteristika, tedy například se stoupající nadmořskou výškou klesá maximální výška stromů (Svoboda, 2005).

Vliv na uchycení má také mikrohabitat, především rozmístění na terénní vlně. Rozlišujeme úžlabí (Bottom), vršek (Top), severní svah (North) a jižní svah (South). U všech druhů stromů a keřů na Sokolovských výsypkách byla četnost vyšší na severních stránkách než v jiných mikrohabitatech. Menší množství uchycených dřevin na jižní straně může být způsobené konstantním pH. Zvýšené množství dřevin na severní straně odůvodňují vhodnější podmínky pro semena, a to díky trvalejšímu hromadění sněhu, a tudíž i příhodnějším vlhkostním podmínkám. Rovněž tomu přispívá, že severní strana výsypky navazuje na okolní zalesněnou krajinu (Frouz et al., 2011; Frouz et al., 2015).

Pozoruhodné je položení dvou dominantních druhů: vrby jívy (*Salix caprea*) a topolu osika (*Populus tremula*). Vrba se nejvíce vyskytuje na severním svahu, oproti tomu topol se častěji vyskytuje na vrcholcích vln a na obou svazích než v úžlabí, stejně tak jako ostatní dřeviny (Frouz et al., 2011). V odlišných klimatických se topol taktéž hojně vyskytoval na konkávních mikrohabitatech, jak označil Landhausser (2010), což můžeme srovnat ke shodnému umístění na vrcholcích výsypek. Záleží ovšem také na konkrétních vlhkostních podmínkách, které ovlivňují šíření semen (Landhäusser et al., 2010).

Na vlnitém terénu Sokolovských výsypek převažují dřeviny, zejména vrba jíva (*Salix caprea*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*). Stromy vyšší než 1 m se na srovnané ploše téměř nevyskytují. Může za to větší pórovitost na vlnách, které dokáží zachytit větší množství srážek, a tedy i semen. Trávy naopak upřednostňují nižší pórovitost a větší obsah jílu (Frouz et al., 2018).

Pravděpodobně díky vlivu bioturbace a vyšší vrstvě podestýlky má Topp (2001) za nejvhodnější prostředí pro uchycování a vývoj rostlin úžlabí (Prach, 1987). V úžlabí

byla mikrobiální aktivita, zejména efekt bioturbace vyšší než na vrcholcích. Půdní mikroorganismy mají větší pravděpodobnost najít lepší potravu a úkryt. Na vrcholcích nejsou tak vyvážené fyzické podmínky ať už během denního nebo ročního cyklu. Z toho vyplývá také vyšší populační hustota půdní bioty, početná heterogenita fauny a flóry, které navzájem zlepšují kvalitu půdy i v prvotních fázích sukcese (Topp et al., 2001).

ŽIVINY

V každém věku rostlin je důležitý jiný parametr (pH, textura půdy, zdroj diaspor, dostupnost živin a vody). U dostupnosti živin je významná korelace diferenciaci vegetace, a to jen ve středních a pozdních fázích obnovy (Tischew & Kirmer, 2007). Faktory, jako je kvalita živin nebo činnost mikroorganismů spojené s rhizosférou různých stromů jsou patrně důležitými zprostředkovateli výsledné vegetace (Jonášová et al., 2006).

V rámci mikrohabitatů se nejvíce dostupného P, Ca, K, Na a C ukládá v úžlabí, a to pravděpodobně loužením materiálů z vršků vln (Frouz et al., 2011; Topp et al., 2001). Burke (1999) naopak tvrdí, že nejvíce minerálních látek se vyskytuje trvale více na vrcholcích, a proto nesmíme opomenout na důležitou funkci eroze.

Více dostupných makroživin a hodnotnější fyzikální a chemické podmínky v úžlabí podporuje růst a uchycování rostlin. Různorodá kvalita půdy pod různými druhy dřevin zvyšuje šanci přežít půdním organismům během všech ročních období. Organismy mají větší pravděpodobnost najít lepší potravu a úkryt. Na vrcholcích nejsou tak vyvážené fyzické podmínky ať už během denního nebo ročního cyklu (Topp et al., 2001). U některých porostů však přidávání živin nemá žádný významný vliv (Chapin et al., 1994).

Fosfor byl v půdě dostupný zvláště díky povětrnostním vlivům a lišil se pouze mezi jednotlivými vlnami. Hromadění podestýlky zapříčiňuje výrazné snížení pH. Přítomnost většího počtu dřevin na stráních ovlivňuje obsah půdního oxidovatelného uhlíku. Ukládá se zde více podestýlky, a tak se některé látky mohou dostat do půdy dříve, než se podestýlka sesune až dolů na dno vln. Počet dřevin na vlně závisí na obsahu uhlíku na téže vlně (Frouz et al., 2011).

Místa s nízkým pH a s vysokým podílem hnědého uhlí kolonizují jen specializované druhy, zejména pionýrské druhy. Takovéto extrémní podmínky fungují jako filtr pro úspěšnou kolonizaci. Na méně extrémních lokalitách, se rychleji přejde z počátečních stádií, osídlované keřemi a břízou do stadií s borovicemi nebo vřesem, pokud jsou blízko vhodné zdroje diaspor (Tischew & Kirmer, 2007).

Podle topografie se mění také obsah C a N v půdě. Nejstabilnější zásoby půdní organické hmoty jsou silně závislé na její variabilitě a jsou způsobena rozsáhlou časovou osou tvorby půdy (staletí až tisíce let). Studie potvrdila konzistentní a významný vliv topografie na půdní organickou hmotu. Prostorová variabilita v půdních podmínkách tvořící ostrůvkovité zdroje vysvětluje velký podíl variability v porostu rostlin (Burke et al., 1999).

Pro zlepšení vlastností a vývoje půdy se v narušených oblastech používají stromy vázající dusík. Je však zapotřebí zvážit všechna rizika nebo přínosy použitých stromů. V porovnání rekultivované plochy vysázené výhradně olší vázající dusík a sukcesní plochy s náletem vrby, břízy a osiky se pozdě nástupnické druhy jako je dub a buk lépe uchycují na neobnovené spontánně zarostlé ploše. Hustota semenáčků dubů a buků zde byla výrazně vyšší. Přínos stromů fixujících dusík používaných při obnově lesa je potřeba více probádat (Frouz et al., 2015a). Inhibiční účinek olše na smrk byl pozorován jen při počáteční klíčivosti. Olše sice zvýšila koncentraci dusíku v půdě, ale neměla detekovatelný účinek na růst sazenic smrku (Chapin et al., 1994).

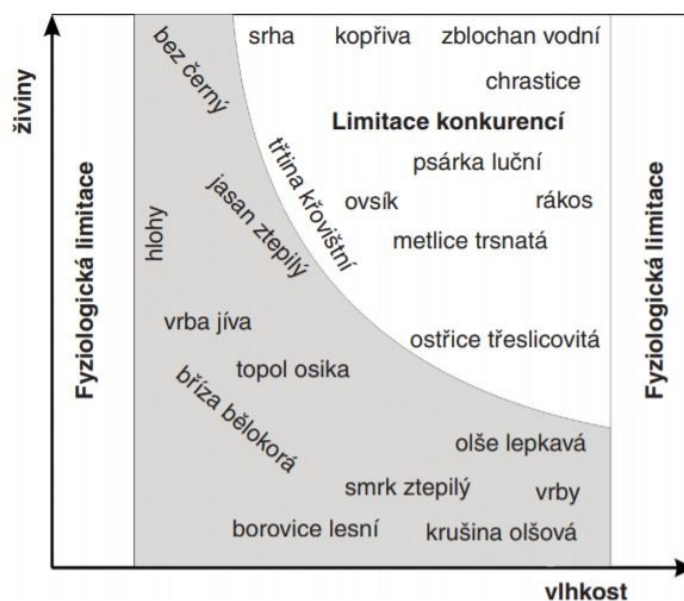
Uchycování dřevité vegetace se liší také podle toho, co na daném místě už roste. Na holé nebo jinak mechanicky narušené půdě se snadno uchytí olše. Na krátkostébelných loukách s nízkým obsahem živin se dřeviny uchycují poměrně snadno, mají zde dostatečný prostor v k vyklíčení. Ujímají se zde dobře břízy, borovice, na vlhčích stanovištích vrby a v horských zase smrky. Naopak v uceleném trávníku mají však dřeviny problém vyklíčit (Prach & Svoboda, 2009).

VLHKOST (MIKROKLIMA)

Díky nahromaděné nebo zadržené vodě se diaspory a semena hromadí hlavně v úžlabí, kde snáze vyklíčí (Prach, 1987) Podle Frouze (2011) jsou však vhodnější podmínky pro semena na severní stráni, a to díky trvalejšímu hromadění sněhu, a tudíž i příhodnějším vlhkostním podmínkám

Odolná semena nebo diaspory vydrží čekat i několik let na vhodné podmínky. Pro semenáčky je důležité počasí zejména ve druhé polovině května a během června, kdy jsou náchylné na velké výkyvy. Když se vegetace rozrůstá, konkurenčně slabší druhy se přesouvají do méně vhodných lokalit, v našem případě na vrcholky, kde rostou pomaleji (Prach, 1987).

Uchycení dřevité vegetace bývá omezeno fyziologicky nedostatkem vody. Sukcese je na ní závislá. Avšak na úživných a dostatečně vlhkých stanovištích bývá problémem konkurence bylinného patra (Prach & Svoboda, 2009) (Obr. 2). Suchá místa obsazují zejména pionýrské druhy (Tischew & Kirmer, 2007).



Obr. 2: Uchycení dřevin je limitováno fyziologicky vodou a živinami. V levé části grafu jsou znázorněny dřeviny a v pravé části nejčastější konkurenti z bylinného patra (Převzato od Prach, 2009)

S pomocí dostupných informací ohledně ukládání a vlastnostech výsypek, můžeme zlepšit prognózy toku vody a transportu rozpuštěných látek. Obojí má vliv nejen na šíření vegetace v krajině, ale i na k míchání, segregaci a zhutňování půdy. Směr toku vede převážně dolů se značnými bočními odchylkami po vrstvě sedimentů. Výrazná

část rozpuštěných látek se pohybuje přednostně v již ražené cestě, a to zřetelně rychleji oproti homogennímu profilu. Rychlost pohybu látek se vztahuje na rychlost průtoku vody. Zhutněná či jinak pozměněná místa mají vliv na zpomalení toku vody nebo transportu látek (Buczko et al., 2001).

Rostlinný růst ovlivňuje také infiltrace vody. Z povrchových dolů jsou zjištěny kyselá voda s pH hodnotami až 1. Přesto je dlouhodobý vývoj okyselování vody do značné míry neznámý. V řádech několika desítek let a za konstantního průtoku je voda s nízkým pH nahrazena neutrálním pH. Tím se může celý ekosystém navrátit do neutrálních podmínek (Gerke et al., 1998).

OKOLÍ

Úspěšnost uchycení druhů závisí na okolí, které je buďto přijatelné (mírné klimatické podmínky) nebo nevhodné (extrémní podmínky). Ideální sukcesní rostlina je podle Pracha a Pyška (1999b) vysoká, větrem opylovaná rostlina, která se dokáže intenzivně šířit bočně, vyžaduje vysoký přísun živin a dostatečnou vlhkost. Touto rostlinou je to často geofyt. Obecně se dřeviny snáze rozšiřují za mírných podmínek (Prach & Pyšek, 2001). Celkově záleží na úspěchu reliéfu, prerreprodukční úmrtnosti, klíčivosti, vlhkosti a teplotě půdy (Prach, 1987).

Na mírných lokalitách jsou důležité rostliny s klonálním růstem a vysokou produkcí semen. Jako první tyto lokality kolonizují nenáročné průkopnické druhy, jako je bříza, dále lze očekávat břízo-dubové lesy a na bohatých stanovištích dubové a bukové lesy. V závislosti na vzdálenosti semenných zdrojů. Pokud takové zdroje chybí, nejprve nastoupí dubové, jasanové nebo lipové lesy. Kolonizační procesy jsou ovlivněny dostupností zdrojů diaspor a také vhodností míst pro usazení (Tischew & Kirmer, 2007). Jestliže jsou výsypky obklopeny lesy, neměl by nastat problém při kolonizování okolními lesními druhy (Prach & Pyšek, 1994).

Kolonizaci předchází šíření semen, a tak je velmi důležitý zdroj diaspor a semen pro následující sukcesí. (Chapin et al., 1994; Jonášová et al., 2006; Tischew & Kirmer, 2007), také vzdálenost a počet těchto mateřských stromů (Jonášová et al., 2006).

Podstatný je výskyt několika odlehlých jednotlivců, kteří umožňují semenný déšť. Nejvíce semen najdeme v období, kdy je daná rostlina dominantní. Semena ranně nástupnických druhů jsou lehká a s chlupatými přídatky pro snadné šíření (vrba, topol) oproti semenům středně či pozdně nástupnických druhů (smrk). Semena, která se rozšiřují na dlouhé vzdálenosti jsou méně pravděpodobně životaschopná. (Chapin et al., 1994). V okolní krajině často chybí zdroje diaspor, tudíž k obnově nemusí vůbec dojít nebo to může trvat i staletí. Lze předpokládat, že se proto uplatní druhy, které se snadno šíří (bříza, borovice, jasan a další) anebo invazní druhy jako je u nás trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) (Prach & Svoboda, 2009). Obecně pro uchycení a přežití semen je jejich velikost, rychlost růstu, věk při první reprodukci maximální výška a životaschopnost (Chapin et al., 1994).

Díky změně půdy k lepšímu (Frouz, 2008b) a přísunu živin z dobře rozložitelného opadu vrby, se v podrostu pionýrských dřevin dobře uchycuje smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), dub letní (*Quercus robur*) a buk lesní (*Fagus sylvatica*). Listnaté druhy jsou však často ničeny okusem zvěří. (Prach & Svoboda, 2009; Řehounek et al., 2010)

Překážkou v uchycení dřevin může být i mortalita semenáčků. Největší mortalita semenáčku smrků byla pozorována během prvního roku. Pravděpodobně k tomu došlo na stanovišti, které je tímto typem zmlazením preferována. Jakmile dosáhly semenáčky výšky 10 cm, mortalita se zmenšila o 94 %, tzn. s rostoucí výškou a věkem mortalita klesá. Mezi mikrostanovišti a větších semenáčků se mortalita již nelišila. Předpokládá se zlepšení podmínek růstu hlavně díky postupnému rozpadu horního patra a zlepšení světelných podmínek (Zenahlíková et al., 2011). Světlo je jedním z faktorů, který ovlivňuje regeneraci a uchycení vegetace. Uchycení určuje také zápoj koruny, věk a velikost mezer (Jonášová et al., 2006). Chapin (1994) pozoroval pokles růstu v období klíčení u pozdně nástupnických druhů (smrku) způsobený zastíněním.

2.4.3. Dřeviny v rekultivaci a sukcesi

Na spontánních plochách se na výsypkách po těžbě hnědého uhlí na Sokolovsku uchycují z počátku pionýrské druhy keřů a stromů se širokou ekologickou amplitudou (Štýs, 1981). Na sušších a teplejších lokalitách je to hloh (*Crataegus sp.*) a trnka obená (*Prunus spinosa*), na vlhčích a teplejších je to javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jasan (*Fraxinus sp.*), na výživnějších půdách je to hlavně růže šípková (*Rosa canina*), v písčitých půdách je to hlavně bříza bělokorá (*Betula pendula*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Dominantními druhy jsou opět bříza, vrba jíva (*Salix caprea*) a topol osika (*Populus tremula*). Méně se zde vyskytuje smrk ztepilý (*Picea abies*), dub letní (*Quercus robur*) a buk lesní (*Fagus sylvatica*) (Prach & Svoboda, 2009; Frouz et al., 2015b).

V rekultivaci jsou používány dřeviny listnatých stromů (60 %), a to olše šedá (*Alnus incanica*), olše černá (*Alnus glutinosa*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), lípa malolistá (*Tilia cordata*), dub zimní (*Quercus petraea*), dub letní (*Quercus robur*), dub červený (*Quercus rubra*), topol černý (*Populus nigra*), topol bílý (*Populus alba*), vrby a jeřáby. Z jehličnatých (40 %) jsou to nejvíce borovice černá (*Pinus nigra*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), smrk ztepilý (*Picea abies*), smrk pichlavý (*Picea pungens*), modřín evropský (*Larix decidua*) a douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) (Frouz et al., 1999).

Ve vyhlášce č. 393/2013 Sb., o seznamech druhů lesních dřevin, je přímo vypsán seznam druhů, které by se měly používat k obnově lesa. Vyhlášku stanovilo Ministerstvo zemědělství podle § 39 odst. 1 zákona č. 149/2003 Sb., o uvádění do oběhu reprodukčního materiálu lesních dřevin lesnický významných druhů a umělých kříženců, určeného k obnově lesa a k zalesňování, a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin)(ZÁKON pro lidi).

2.5. Smrk ztepilý (*Picea abies*)

Picea abies (L.) H. Karst. neboli smrk ztepilý (anglicky Norway Spruce) patří do třídy *Pinopsida* (jehličnany) a čeledi *Pinaceae* (borovicovité) (Farjon, 2010). *Picea* je odvozené od *pix*, *piceis* což znamená smůla, pryskyřice (Polívka, 1902).

Smrk vyrůstá až do výšky 50 m a má korunu kuželovitého tvaru (Spohn et al., 2015). Štíhlý kmen je pokryt hnědočervenou nebo hnědošedou kůrou. Větve jsou rozestavěné přeslenovitě a u starších stromů jsou rovnovážně odstálé se zvednutými konci (Polívka, 1902). Smrek kvete od konce dubna až do června, jeho samčí i samičí šištice jsou načervenalé (Spohn et al., 2015). Samičí šištice stojí na konci větví v hořejší části koruny. Po oplození semena a šupiny zdřevnatí, čímž vznikne válcovitá šiška dlouhá 10–15 cm. Šišky dozrávají koncem srpna a zralé pak visí dolů. Na začátku října se otevírají a semena z nich začínají vypadávat. Tato semena jsou okřídlená pro lepší unášení větrem. Prázdné šišky zůstávají na stromě až do jara, kdy celé odpadnou nebo jsou shozeny větrem (Polívka, 1902). Klíčivost semen je omezená hlavně v extrémních horských ekosystémech, kde je pro ně obtížné se uchytit z důvodu kamenitého podkladu nebo kvůli velkému mrazu (Poleno et al., 2009). Jehlice jsou čtyřhranné, dlouhé 1 – 2,5 cm, na koncích zašpičatělé, aromatické, lesklé a stálozelené, na drsné větévce odstávají spirálovitě do všech stran (Polívka, 1902; Spohn et al., 2015).

V Evropě je smrk ztepilý (*Picea abies*) převážně dřevinou horských poloh, kde utváří horní lesovou i stromovou hranici. Přirozeně se u nás vyskytuje hlavně v oreofytiku, jako součást klimaxové smrčiny (nad 1000 m n. m.). O něco méně se vyskytuje v nižších polohách, avšak jsou prokázána místa přirozeného výskytu výjimečně i v polohách 400–500 m n. m. u Kostelce nad Černými lesy. Celé termofytikum včetně Českého středohoří je původně beze smrku (kromě vrcholu Milešovky). Na pahorkatinách se vyskytuje spíše ve smíšeném porostu a častěji na severních stráních a v hlubokých chladných údolích. Na horských polohách je typický smrkový porost nesmíšený s převládajícími keři borůvky, nenáročnou trávou a kyselou půdou pokrytou mechy (Poleno et al., 2009).

Protože je často vysázen mimo svou oblast přirozeného rozšíření, je velmi náchylný k červeným hnilobám (oblasti s vyšším obsahem živin, zejména vápník) a ke kůrovci

(suché oblasti s monokulturou). Ostatně smrk není náročný na živiny, preferuje vlhčí půdy v chladných oblastech s dostatečným zásobováním vody, ale dobře snáší i drsné horské klima (Spohn et al., 2015). Jestliže dřeviny rostou mimo svoje původní přirozené prostředí, dochází ke zvýšení ohrožení dřevin škodlivými činiteli i díky klimatické změně. Klimatická změna působí většinou negativně, a to buď přímo nebo nepřímo. Pro zmírnění klimatických dopadů na lesy je významná postupná redukce emise skleníkových plynů. V Evropě je vidět zlepšení od podpisu Kjótského protokolu. Veřejnosprávní funkce lesa může i při obhospodařování lesa dosahovat vyšších hodnot fixace uhlíku (Konôpka, 2007).

Dále je smrk ohrožen houbovými chorobami, pilatkami, ploskohřbetkou a dalšími hmyzími škůdci, tím nimž dochází k polomům nebo vývratům (Poleno et al., 2009). Protože má smrk mělký kořenový systém, dochází k jeho vývratu i kvůli suchu a větru (Spohn et al., 2015).

Od poloviny 18. století se výrazně zvýšila produkce jeho dřeva spojená se zvelebováním lesů a začátkem průmyslové revoluce. Uměle se rozšířil do všech lesních vegetačních stupňů a zřetelně změnil druhovou skladbu lesů. Dnešním cílem hospodářů je zastoupení smrku v nepůvodních oblastech (např. Polabí) velmi zredukovat a nahradit jej bukem, dubem, jasanem nebo jilmem. Účelné by bylo také přeměnit monokultury na smíšené porosty (Poleno et al., 2009). Smrkové dřevo je základním stavebním materiálem, protože se snadno zpracovává. Je důležitou surovinou pro výrobu papíru a celulózy (Spohn et al., 2015). Smrk je také oblíbeným typem vánočního stromku (Polívka, 1902). Praktické je pěstovat ho na zemědělsky nevyužitých plochách nebo pod elektrovody. Příznivě snáší tvarování stříhem a je nenáročný na pěstování (Poleno et al., 2009).

Jak už bylo zmíněno, listnaté semenáčky trpí poškozováním zvěří. Smrk se často používá jako doprovodná, pomocná rostlina, protože mladí jedinci smrku mají vyšší toleranci k silnému zastínění (až 4% relativní ozářenosti), čímž umožňují úspěšné odrůstání semenáčkům (např. buku, klenu, dubu) a zároveň jim svými jehlicemi poskytují biologickou ochranu před okusem zvěří.

Jako zápojná dřevina se používá i v kombinaci přirozené obnovy jehličnanů (jedle nebo borovice). Nesmí však ostatní dřeviny potlačit, neboť smrkové nálety jsou častou přehoustlé. Z tohoto důvodu je třeba udržovat vysoký zápoj horní etáže původního porostu nebo smrkové porosty prořezávat či redukovat. Při směsi s borovicí se doporučuje dodržet poměr 70 % smrků a 30 % borovic, čímž je minimalizována produkční i ekonomická ztráta, protože borovice se přirozeně dostavují v pozdějších fázích obnovy a výškový rozdíl rychle dohání. Pro umělou obnovu je doporučena výška sazenic 30 cm a 6 mm tloušťka kořenového krčku (Poleno et al., 2009)

Smrk ztepilý (*Picea abies*) je nejvhodnější cílovou dřevinou na všech typech ložisek od nížin po horské polohy, kromě oblastí omezenými škodlivými látkami v ovzduší, hlavně oxidy síry. V takovýchto podmínkách by bylo vhodné uvažovat o odolnějších druzích, např. smrk pichlavý (*Picea pungens*) a smrk sivý (*Picea glauca*) (Ferda, 1977). V současnosti podléhá více než polovina lesních porostů silným imisím. Z dřevin je nejvíce poškozován právě smrk ztepilý (*Picea abies*) a to především v horských oblastech s monokulturou. Na smrku je poškozeno asimilační zařízení, protože semena jsou z velké části neživotaschopná (Hynek, 1992). Celkově se roční přírůstky snižují a znát je i to i na jehlicích - znaky silného poškození SO₂ (Ferda, 1977). Nejrychlejší úbytek smrkových porostů ve vyšších polohách je v Jizerských horách (Hynek, 1992).

3. METODIKA

3.1 Lokalita

Studie byla provedena v centrální části Podkrušnohorské výsypky v sokolovském hnědouhelném revíru (50.2453506N, 12.6784683E) mezi obcemi Dolní Nivy, Vřesová, Vintířov, Lomnice a Boučí. Výsypka je tvořena hlušinou z alkalických jílovitých sedimentů třetihorního stáří z dolů Jiří a Družba. Průměrná roční teplota je 6,8 °C a průměrný úhrn srážek je 650 mm (Helingerová et al., 2010; Šourková, 2005). Výsypka vznikala depozicí nadloží od konce 60. let až do roku 2003 v rovnoběžných vlnách (Frouz et al., 2007b; Frouz et al., 2011). Na jižní straně sousedí výsypka s rekultivovanými plochami, vysázené zejména smrkem, dále pak borovicí. Na severní straně hraničí s okolní krajinou, na východní a západní straně jsou hranice výsypky jasně zřetelné od okolní homogenní vegetace.

3.2 Sběr dat

Mapování a měření smrků probíhalo na dvou plochách. Nejprve na člověkem zarovnané člověkem rekultivované ploše, kde byly vysázené jenom smrky ztepilé (*Picea abies*). Zhruba ze stovky řad, jsem náhodně vybrala dvě řady, které svou délkou pokryly celou plochu. Plochu jsem si označila jako „rekultivace“ a polohu stromu vzhledem ke srovnanému terénu jako „o = ostatní“. Celkově jsem zde zmapovala a zaměřila 99 smrků. Jednalo se o všechny smrky ve dvou vybraných řadách. Vzhledem k tomu, že mezi řadami byly rozestupy 1 m odpovídala sledovaná plocha délce řad. Na rekultivaci ihned navazuje druhá plocha, označená „sukcese“, která byla ponechána spontánnímu růstu. Na této ploše jsem naměřila 647 smrků. Obě plochy jsem si vybrala vědomě blízko u sebe, aby obě lokality měly stejné povětrnostní, vlhkostní, tepelné a jiné okolní podmínky. Plochu jsem si poznamenala jako Nejprve jsem celou prošla, abych měla celkový přehled o výskytu smrků. Studijní plochy jsem vybrala tak, aby pokryly charakteristiku daného území, jelikož hustota smrků se při průchodu celé výsypky lišila. Dohromady jsem zaměřila a zmapovala 7 pásů od severu na jih. Pásky zkoumání jsem si pojmenovala „Sever 1, Sever 2, Sever 3, Střed, Jih

1, Jih 2 a Jih 3“ (Obr.3). Plochu jednoho pásu jsem určila vždy od západu k východu přírodní hranou, jasně identifikovatelným koncem výsypky. Směrem od severu k jihu jsem mapovala vždy 2 celé řady (B-STN-B-STN), abych proporciálně zachytila všechna mikrostanoviště (B=Bottom, úžlabí; S=South, jižní stráž; T=Top, vrcholek; N=North, severní stráž). Držela jsem se terénních vln pro zachování stejného postupu a nevybočení z řady. Jedna řada je od západu k východu dlouhá cca 100 m, od severu k jihu široká cca 6 m a vysoká je cca 1-3 m. Začala jsem měřit na severu a postupovala jsem dále směrem k jihu cca každých 200 m. Když jsem se blížila k jižní hranici výsypky, zpozorovala jsem nárůst hustoty smrků, a tak jsem řady zahustila, pro přesnější výpočty hustoty.



Obr. 3: Mapa se souřadnicemi jednotlivých smrků (zeleně=sukcese; červeně = rekultivace) z programu ArcGis Online

Měření rozměrů stromů a odhadovaného věku probíhalo ručně pomocí metru (s přesností na cm) a posuvného měřítka (s přesností na mm). Zaznamenávala jsem si celkovou výšku smrku (cm), průměr kmene (cm) u země a ve výšce 130 cm, odhadovaný věk (přírůstky neboli patra), polohu na terénních vlnách (B,T,S,N) a zda-li je strom vysoký. Detailně jsem měřila stromy menší než 5 m, byly jen zmapovány. K měření polohy stromů jsem použila přístroj Trimble Geo 7x, ze série Trimble GeoExplorer® (Obr 4.). Integrovaný GNSS přijímač nejvyšších parametrů se systémem Trimble TerraSync a softwarem pro sběr dat zajišťuje přesnost na centimetry. Pro



Obr. 4: Vlevo GPS přístroj Trimble Geo 7x, vpravo názorná ukázka terénu na severní straně výsypky

zaručení přesnosti se doporučuje sbírat data bez olistění vegetace, které by mohlo bránit silnějšímu a přesnějšímu signálu. Do přístroje jsem zadala polohu stromu shodně pojmenovanou s názvem smrku, který jsem měřila ručně. Následně jsem data stáhla do počítače, kde jsem souřadnice jednotlivých stromů s pomocí korekčních dat zpřesnila. Každý zaznamenaný stromek jsem si označila sprejem, aby nedošlo ke dvojímu započítání.

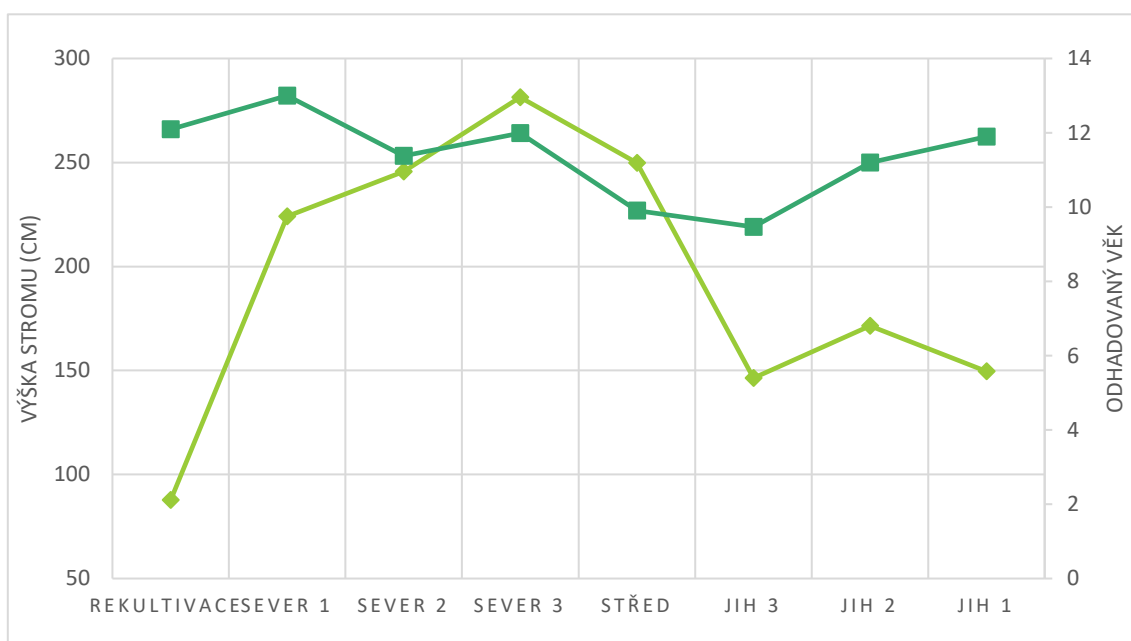
3.3 Zpracování dat

Zaznamenaná data jsem pomocí excelové tabulky zpracovala do grafů. Data byla nadále statisticky prokázána či vyvrácena pomocí programu R a R Commander. Pro porovnání dvou výběrů dat na rekultivaci nebo sukcesi (výška, průměry a přírůstky stromů) jsem použila t-test. Pro zjištění korelace jsem použila Pearsonův test. Pro prokázání normálního rozdělení položení smrků na terénní vlně jsem testovala pomocí χ^2 . Pro ověření závislosti hustoty porostu na vzdálenosti od kraje výsypky jsem aplikovala lineární regresi.

4. VÝSLEDKY

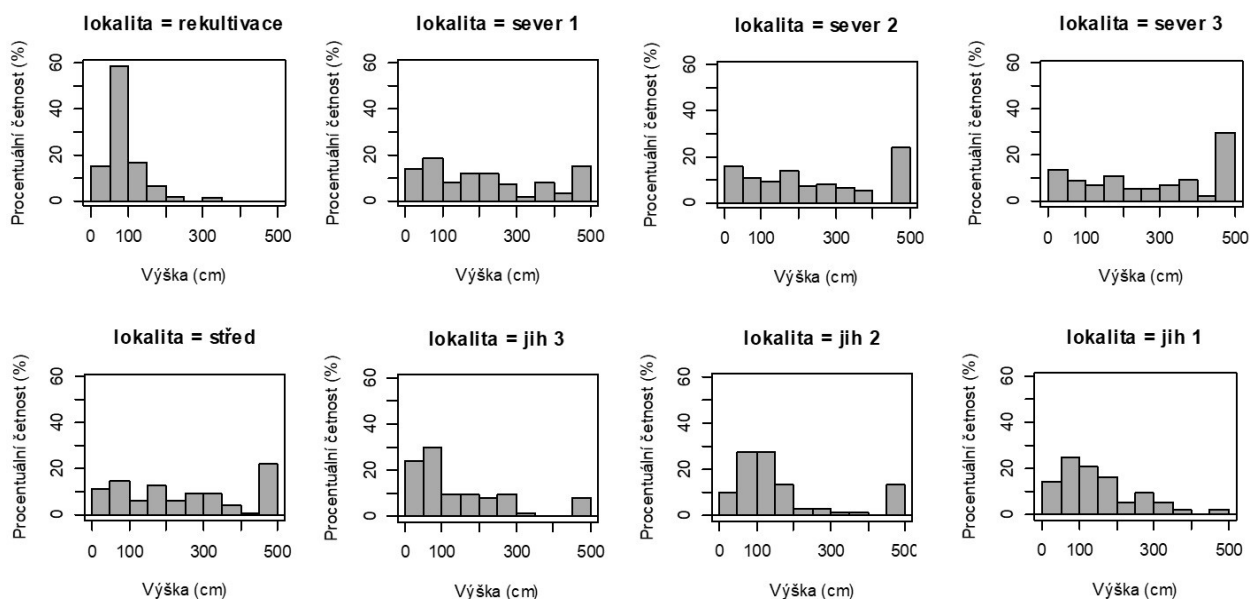
4.1 Růst smrků

Růst již uchycených smrků na spontánních plochách je rychlejší než na plochách rekultivovaných výsadb. Použitím t-testu jsem prokázala, že stromy na sukcesi rostou rychleji ($t = 16.409$, $df = 748$, $p\text{-value} < 2.2e^{16}$). Je vidět značný rozdíl, kdy stromky ve výsadbě (zn. rekultivace) jsou v průměru o dost menší (průměrná výška = 88 cm) než stromky na náletové ploše (průměrná výška = 159 cm) (Obr. 5). Dále můžeme pozorovat že v jižní části výsypky jsou stromky průměrně menší a mladší než v severní části.



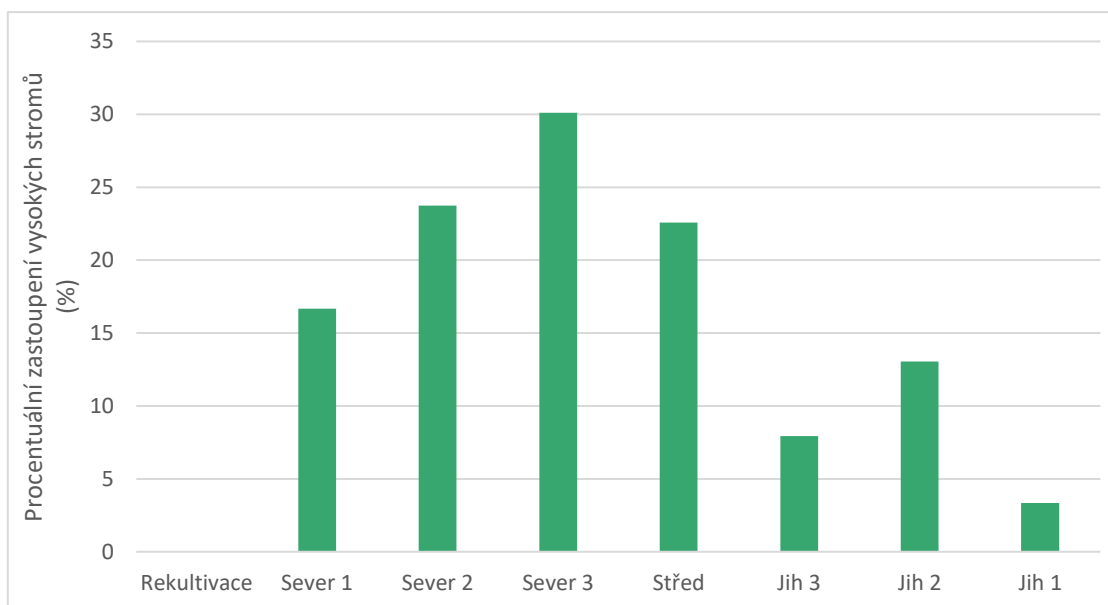
Obr. 5: Porovnání průměrného věku a výšky smrků na jednotlivých lokalitách.

Histogramy výšek smrků na jednotlivých lokalitách (Obr. 6) prokazují stejné výsledky. Na rekultivaci je značná převaha smrků vysokých 50-100 cm (53 %) a nevyskytují se zde žádné smrky vyšší 350 cm. Oproti tomu v severních lokalitách, se nachází vysoké stromy nad 5 m běžněji (16-30 %). Ve středu výsypky je méně menších stromů (< 3m) podobně jako na lokalitě Sever 3. Dále je patrné uniformní rozdělení na severních lokalitách a normální rozdělení na jižních lokalitách.



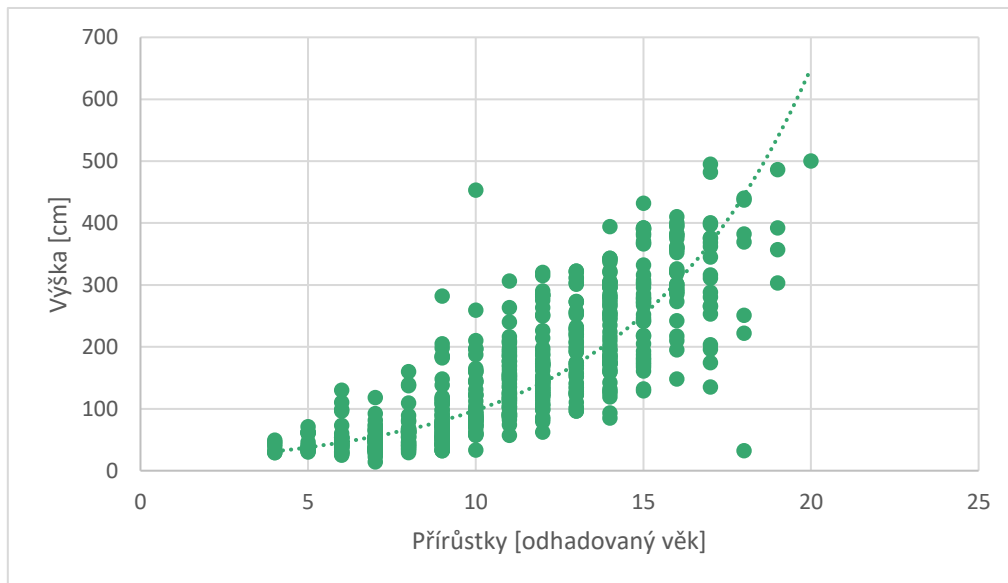
Obr. 6: Histogramy výšek a četnosti smrků na jednotlivých lokalitách

Co se týče vysokých stromů nad 5 m, výsledky ukazují velké procentuální zastoupení na severních lokalitách (Obr. 7). Ve srovnání s jižní částí výsypky, kde se četnost pohybuje v rozmezí 3-13%. Lokalita Střed má 22 % vysokých stromů na rozdíl od nižších stromů, které jsou zastoupeny méně (4-15%). Na rekultivaci se nevyskytují žádné vysoké stromy nad 5 m.



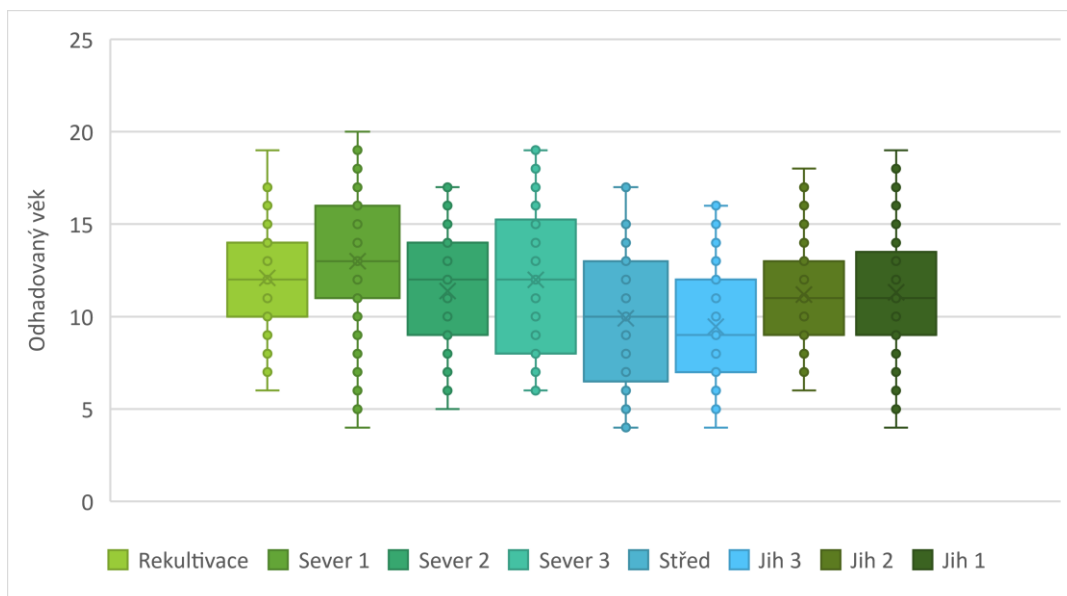
Obr. 7: Procentuální četnost smrků nad 5 m v dané lokalitě

Korelační test prokázal pozitivní závislost přírůstků na výšce stromů ($t = 31.576$, $df = 658$, $p\text{-value} < 2.2e-16$) (Obr. 8).



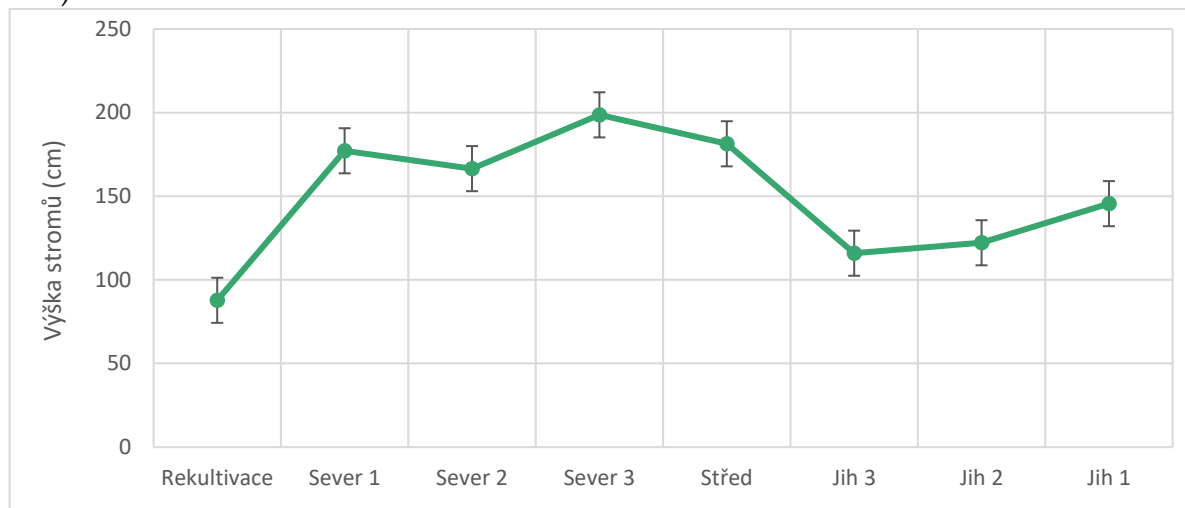
Obr 8: Pozitivní korelace mezi výškou a přírůstků

Odhadovaný věk na jednotlivých lokalitách jsem počítala v přírůstcích. Na lokalitě Jih 3 je mírně menší průměrný věk stromů (9), zatímco na lokalitě Sever 1 je průměr o něco větší (13). Z výsledků není patrná celková abnormalita ani výrazný rozdíl v porovnání se stromy na rekultivaci (Obr. 9).



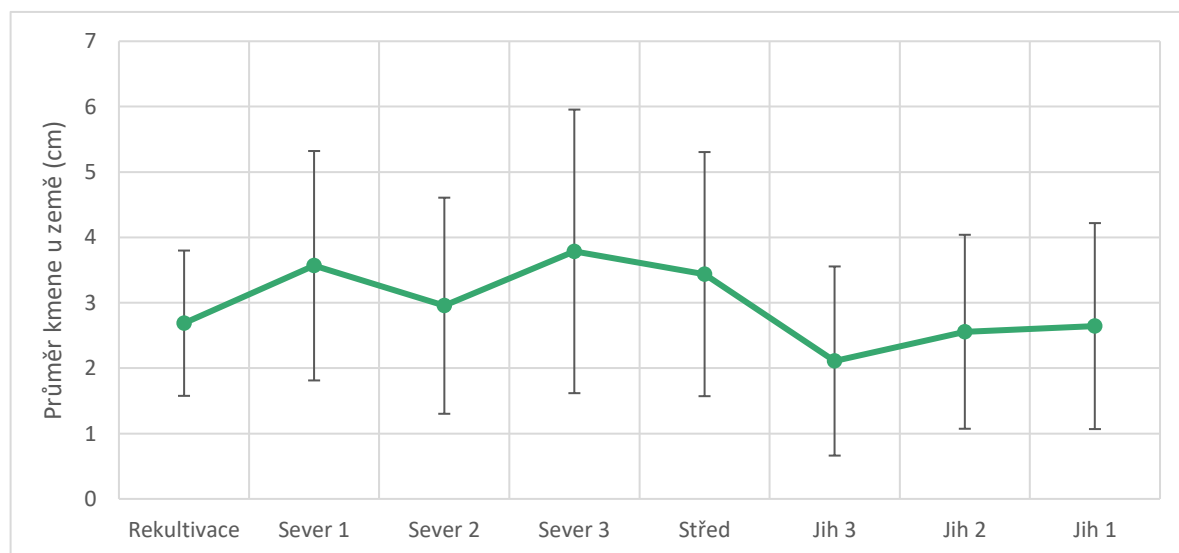
Obr. 9: Průměrné přírůstky na jednotlivých lokalitách se směrodatnou odchylkou

Pro porovnání růstu na sukcesi a rekultivaci jsem vynesla do grafu srovnávané hodnoty. Průměrná výška v rekultivaci je nejmenší (Obr. 10) Dvouvýběrový t-test s nerovností rozptylu prokázal rozdíl mezi průměry na sukcesi a rekultivaci ($p\text{-value} < 2.2e^{16}$).



Obr. 10: Průměrné výšky stromů pro jednotlivé lokality

Při porovnání velikosti průměru kmene měřeného u země nebyl žádný významný rozdíl (Obr. 11). Ani dvouvýběrový t-test neprokázal rozdíl ($p\text{-value} > 0,05$).



Obr. 11: Průměr kmenů pro jednotlivé lokality

Drobný rozdíl je mezi jižní a severní částí výsypky (Obr. 11), kde jižní lokality mají průměrně menší průměry kmenů než severní lokality. Celkově jižní lokality obsahují smrky menší, mladší a s menším průměrem kmene než na severní straně výsypky.

Na lokalitě značené Jih 3 jsou stromky poněkud zdeformované. Proto tu je přírůstek průměrně menší než na ostatních lokalitách (Obr. 12). Toto může být způsobeno okusem zvěří, nepříznivým podmínkám růstu nebo tím, že je lokalita blízko předělu v polovině celé výsypky.



Obr. 12: Atypické smrky na lokalitě jih1

4.2 Hustota smrků

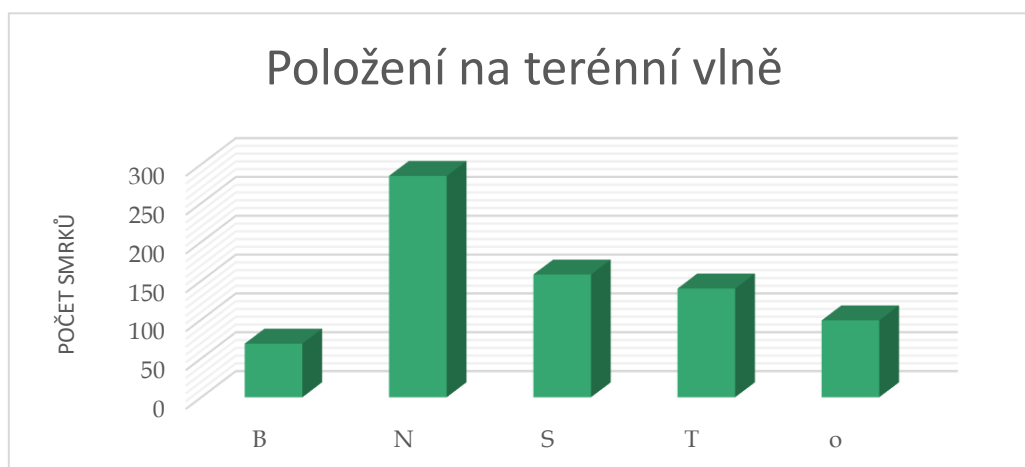
Hustota smrků je nejvyšší na rekultivovaných plochách než na plochách sukcesních (Tab. 1) až několikanásobně. Nejvyšší hustota z ploch sukcesních zaujímají plochy druhé z kraje. Může to být způsobené okrajovým efektem a nepříznivým podmínkám na okraji výsypky. Naopak nejmenší hustoty jsou kolem středu výsypky, kde je zároveň předěl výsypky a řidší porost okolní vegetace, který je důležitý pro uchycení klimaxových dřevin jako je smrk. Pro připomenutí umístění lokalit doporučuji si znovu prohlédnout obr. 3 na str. 28. Na mapě lze vidět trend početnosti smrků ustupujícímu od severu k jihu. Zároveň na jižním okraji sukcesní plochy je značný nárůst hustoty smrků, kde výsypka sousedí s rekultivovanou plochou. Na severní straně výsypka hraničí s okolní krajinou, která je silně zarostlá smrky. Západní a východní strana je ohraničena jasně identifikovatelnou přírodní hranou koncem výsypky. Vzdálenost od okraje má silný vliv na hustotu stromků. Větší vliv byl prokázán na ploše sukcese.

Tab. 1: Počet zaměřených stromků na sukcesi (sever, střed a jih) v porovnání s rekultivací

Lokalita	Počet smrků	Na ploše (m ²)	Hustota smrků/100 m ²
Rekultivace	570	475	118,7
Sever 1	125	1612	7,75
Sever 2	138	1458	9,47
Sever 3	103	1655	6,22
Střed	93	2343	3,72
Jih 3	63	1362	4,63
Jih 2	70	785	8,92
Jih 1	179	2064	8,67

4.3 Vliv mikrostanoviště

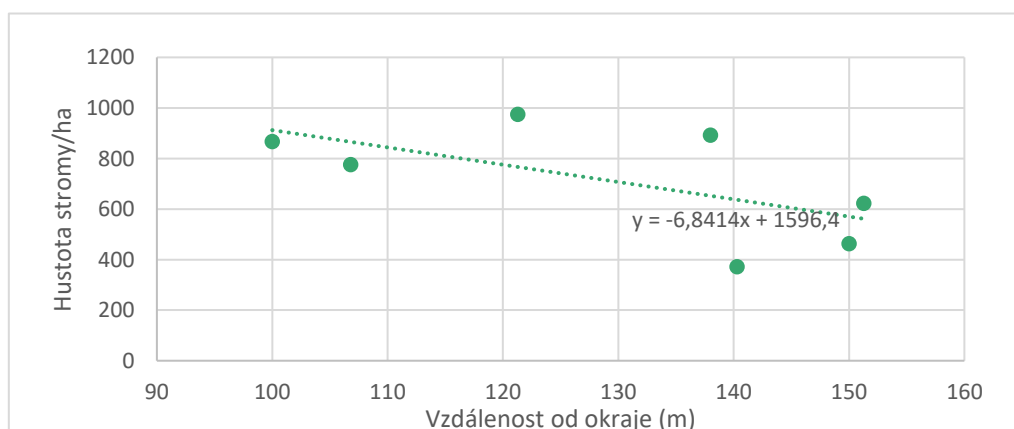
Na ploše spontánní sukcese s terénními vlnami jsem zaměřila 647 smrků. Z toho se 44 % uchytilo na severních svazích, 24 % bylo na jižních svazích, 11 % v úžlabí a 21 % na vrcholcích vln (Obr. 13). Na zarovnané rekultivované ploše jsem zaměřila náhodně 99 smrků, ty jsou označeny jako ostatní. Výsledky ukazují vyšší uchycení smrků na svazích vln než v úžlabí nebo na vrcholech. Pomocí chí-kvadrát testu ($X\text{-squared} = 148.92$, $df = 3$, $p\text{-value} < 2.2e-16$) jsem dokázala preferenci stanoviště na stránkách.



Obr. 13: Uchycení na mikrostanovištích (B=Bottom, úžlabí; N=North, sever; S=South, jih; T=Top, vrcholek; o = ostatní)

4.4 Vliv vzdálenosti od okraje výsypky

Na uchycení smrků není statisticky průkazný vliv vzdálenosti od okraje výsypky. Lineární regrese vysvětlila modelem pouhých 37% variability (F-statistic: 3.03 on 1 and 5 DF, $p\text{-value} = 0.1422$).



Obr. 14 Lineární regrese pro závislost hustoty na vzdálenosti od kraje výsypky

5. DISKUZE

Výsledkem mé studie je podstatné zjištění, že uchycený smrk roste lépe na sukcesní ploše než na rekultivované. Takovéto zjištění by mohlo pomoci při plánování péče a obnovy krajiny. Přírodě blízký management pro obnovu krajiny po těžbě hnědého uhlí přináší mnoho pozitiv, doloženými mnoha studiemi (Prach & Pyšek, 2001; Frouz et al., 2008b; Prach & Svoboda, 2009).

I když je hustota na rekultivované ploše výrazně vyšší, smrky stejně staré mají znatelně menší výšku a průměr kmene. Hypotézu potvrdily statistické výpočty.

Smrk je klimaxová dřevina tolerující stín, proto ji nevadí, ba spíše vyhovuje zarostlá plocha jinými dřevinami. Stín naopak brání růstu bylin a trav, které jsou jinak silnými konkurenty při uchycování další vegetace. Na rekultivované ploše neroste nic jiného než hustě vysázený smrk a je tak silně vystaven slunečnímu záření. Rozdíl v lepším růstu může vysvětlovat nižší kompetice bylin v sukcesi (Prach et al., 2011). Nejsilnějším konkurentem je zde třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), která roste zejména na urovnaných, utuženějších a sušších plochách, což odpovídá rekultivační ploše. Nežádoucí třtina je kompetičně velmi silná a tvoří rozlehlé monocenózy, pro konkurenčně slabší druhy je téměř nemožné se uchytit (Prach & Pyšek, 2001). Na sukcesních plochách je bylinné a travinné patro potlačeno náletovými dřevinami (vrba, bříza, topol), které svými vlastnostmi připravují, zlepšují okolní podmínky růstu klimaxovým dřevinám (Tischew & Kirmer, 2007; Poleno et al., 2009; Prach & Svoboda, 2009; Frouz & Vindušková, 2018). I ve studiích prováděné čistě na rekultivované ploše, rostou smrky lépe, pokud je již na ploše uchycená pionýrská dřevina (např. bříza) Průměrná výšky 13leté kultury je 1,2 m. Stejně starý smrk pod ochranou břízy roste o poznání lépe, průměrná výška je 5,6 m (Ferda, 1977). Může to být způsobené také lepšími podmínkami pro klíčení v listovém opadu, kde je více dusíku (Frouz et al., 2008b).

Tato práce mimo jiné navázala na výzkumy faktorů šíření buku lesního (*Fagus sylvatica*) a dubu letního (*Quercus robur*), také klimaxových dřevin, se kterými se shodují v lepším uchycení a růstu na sukcesních plochách (Janoušová, 2013; Vobořilová, 2011). Oběma dřevinám prospívali již uchycené pionýrské druhy dřevin,

hlavně vrby jívy (*Salix caprea*), břízou bělokorou (*Betula pendula*) a topolem osikou (*Populus tremula*) (Frouz et al., 2015b).

Na sukcesních plochách má substrát velmi různorodé chemické a fyzikální vlastnosti. Vytěžená hlušina je různého geologického původu nachází se v něm různé množství uhlí (Gerke et al., 1998). Díky již zapojení dřevité (rozvinutější) vegetace má příznivější podmínky pro uchycení dalších dřevin a probíhá zde ektomykorhiza. Nižší je příhodnější pro dřeviny a tady se pH se pohybuje kolem 6,5 (Frouz et al., 2008b). Plochu rekultivační, tedy technicky zarovnanou vysázenou jen jedním druhem velmi na husto, tvoří jílovec s alkalickým pH kolem 8,5. Živiny (Mg, Ca) jsou pro stromy těžko dostupné. Substrát má nižší pórovitost a větší tendenci k vodní erozi (Frouz et al., 2007a).

Přestože jsou stromy v rekultivaci nižší, mají podobný průměr kmene jako na sukcesi. To může značit, že vysázené smrky tvoří kmeny kóničtější zatímco na sukcesi jsou spíše válcovitější.

Smrk preferuje stinná místa (Poleno et al., 2009) a je to znatelné i z výsledků hustoty, početně se smrk nacházel hlavně na severní části výsypky, kde byl i porost zřetelně hutný a četný, zejména porostem vrby, břízou a topolem.

Hustota smrků je sice na sukcesi několásobně menší, ale stromy zde lépe rostou. Přírůstky nám pomohli odhadnout věk a celkově byly stejně staré smrky na rekultivace podstatně menší. Statisticky byl prokázán rozdíl mezi výškami a přírůstky na rekultivaci a sukcesi.

Hustota stromů v rekultivaci je rovnoměrná a homogenní (Poleno et al., 2009). Hustý porost zamezuje větší velikosti stromů, a to kvůli utužení půdy, kde není prostor pro rozvoj kořenového systému a také dispozici plochy na jih, kde jsou výsadby disponované velkým slunečním zářením. Zároveň na zarovnané rekultivované ploše se neudrží tolik vlhkosti, jakou by klimaxové dřeviny potřebovali, mají tendenci spíše vysychat (Frouz et al., 2008b).

Dále z výsledků vyplývá, že hustota smrků je v porovnání celé výsypky největší v severní části, kde výsypka navazuje na okolní krajinu a zároveň v jižní části výsypky. Zvláštností byly počty smrků uprostřed výsypky, kde vykazovaly nejnižší hodnoty, a přitom se statisticky nepodařilo prokázat vliv vzdálenosti od kraji výsypky.

Spontánní plochy jsou prostorově heterogenní, tvoří je terénní vlny, které umožňují uchycení různorodé vegetace a usnadňují tak spontánnímu zarůstání (Helingerová et al., 2010). Jeden z dalších výsledků poukazuje na největší uchycení smrků na severní stráních. Ke stejnému výsledku došli i u semenáčků buku a dubu (Vobořilová, Janoušová). Významná preference oproti dalším mikrostanovištím může být způsobena hned několika faktory. Jednak severní strana výsypky sousedí s okolní krajinou, odkud mohou být šířena smrková semena, která jsou uzpůsobena disturbanci na větší vzdálenost (Spohn et al., 2015). Pro uchycení dřevité vegetace je důležitá dostupnost zdroje semen (Chapin et al., 1994; Jonášová et al., 2006; Prach & Pyšek, 1994; Tischew & Kirmer, 2007). Zadruhé je limitujícím faktorem pro růst smrku vlhkost a na severní závětrné straně, kde je více stínu, se také udrží delší dobu sníh a tak tam jsou optimální podmínky právě pro smrk. Zatímco na vrcholcích, které jsou disponované slunečnímu záření a kde se nezadrží tolik vlhkosti, je procentuálně malé zastoupení uchycených smrků. Rovněž je malá pravděpodobnost, že se semeno udrží zrovna na vrcholku, vzhledem k povětrnostním podmínkám, tahům zvěře anebo erozi. Shodují se s výsledky prací prof. Frouze (2011) a Polene (2009).

Pozoruhodné je očekávání velkého růstu rostlin v úžlabí, kde se hromadí živiny, je zde velká činnost mikroorganismů takže je tu dostatek potravy pro všechny trofické úrovně a také jsou tu vyvážené klimatické podmínky oproti ostatním mikrostanovištím (Prach, 1987; Topp et al., 2001; Frouz et al., 2011) a přesto zde smrky rostou málo. Jedině studie Prof. Frouze (2011, 2018) předpokládá vyšší uchycení na svazích terénní vlny, protože se semena stihnou uchytit než se sesunou až na úplné dno vln. Burke (1999) zase očekává větší uchycení na vrcholku vln, kde se podle něj stabilně vyskytuje nejvíce minerálních látek a do úžlabí se dostanou jen díky činnosti eroze. Z mých výsledků je malé uchycení na vrcholcích (21%)

Smrk je nenáročný na živiny, avšak vyšší obsah živin (hlavně vápník) mu může způsobit náchylnost k červeným hnilobám (Spohn et al., 2015). Vyšší hodnoty oxidu síry mu také moc nesvědčí, je to znát na jehlicích (Hynek, 1992). Chapin (1994) potvrdil, že přidání živin u smrku nemá výrazný vliv. Tudíž na smrk nemá dostupnost živin vliv na uchycování, jako u jiných dřevin.

6. ZÁVĚR

Klimaxové dřeviny preferují místa, kde jsou již uchycené pionýrské dřeviny. Mají raději větší stín a hlavně vlhkost. Prospívá jim i větší heterogenita terénu. Na zarovnaných rekultivovaných lokalitách je růst opožděný.

Smrk se uchycuje zejména na severních stránkách s dostatečnou vlhkostí. Na sukcesi roste sice v řidším porostu oproti rekultivaci ale zato lépe. Dosahuje průměrně větších výšek i velikostí kmene. Hustota smrků je několásobně vyšší na rekultivaci, přesto se smrkům tolik nedaří díky prosluněnému stanovišti, homogenní vegetaci a vlastnostem půdy.

Záleží také na okolní vegetaci, protože plocha napojena na okolní krajinu, lépe spontánně zarůstá. To je způsobeno tím, že okolní lesy jsou značným zdrojem semen, která jsou neméně důležitá při uchycování dřevin.

Tato práce shrnuje faktory o uchycování klimaxové dřeviny a může přispět při plánování péče o obnovu krajiny. Zároveň navazuje na jiné diplomové práce, které se týkají uchycování dřevin. Po studiích o pionýrských dřevinách a klimaxových dřevinách, se přidávám k závěru, že spontánní sukcese vytváří hodnotnější ekosystémy na výsypkách.

7. LITERATURA

- Bartuška, M., & Frouz, J. (2015). Carbon accumulation and changes in soil chemistry in reclaimed open-cast coal mining heaps near Sokolov using repeated measurement of chronosequence sites. *European Journal of Soil Science*, 66(1), 104–111. <https://doi.org/10.1111/ejss.12185>
- Bradshaw, A. D. (1983). reconstruction of ecosystems [Reclaiming mine spoils and similar damage] *Journal of applied Ecology*, 20(1)
- Bradshaw, A. (1997). Resonant absorption of nonlinear slow MHD waves in isotropic steady plasmas: II. Application: Resonant Acoustic Waves. *Ecological Engineering*, 8(1-2), 255–269. <https://doi.org/10.1023/a:1005177815154>
- Brunet, J. (2007). Plant colonization in heterogeneous landscapes: An 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), 563–572. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01297.x>
- Buczko, U., Gerke, H. H., & Hüttl, R. F. (2001). Spatial distributions of lignite mine spoil properties for simulating 2-D variably saturated flow and transport. *Ecological Engineering*, 17(2-3), 103–114. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00151-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00151-8)
- Burke, I. C., Lauenroth, W. K., Riggle, R., Brannen, P., Madigan, B., & Beard, S. (1999). Spatial variability of soil properties in the shortgrass steppe: The relative importance of topography, grazing, microsite, and plant species in controlling spatial patterns. *Ecosystems*, 2(5), 422–438. <https://doi.org/10.1007/s100219900091>
- Chapin, F. S., Walker, L. R., Fastie, C. L., & Sharman, L. C. (1994). Mechanisms of Primary Succession Following Deglaciation at Glacier Bay, Alaska Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2937039>. *Ecological Monographs*, 64(2), 149–175.
- Čížková, B., Woś, B., Pietrzykowski, M., & Frouz, J. (2018). Development of soil chemical and microbial properties in reclaimed and unreclaimed grasslands in heaps after opencast lignite mining. *Ecological Engineering*, 123(August), 103–111. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.09.004>
- Farjon, A. (2010). A Handbook of the World's Conifers. *Koninklijke Brill*. Leiden. 1–13. https://doi.org/10.1163/9789004324510_001
- Ferda, J. (1977). Výběr vhodných dřevin pro zakládání lesních porostů na zúrodněných rašelinných ložiskách. *Lesnictví*, 23(6), 445–464.
- Frouz, J. (1997). The Effect of Vegetation Patterns on Oviposition Habitat Preference: A Driving Mechanism in Terrestrial Chironomid (Diptera: Chironomidae) Succession? *Researches on Population Ecology*, 39(2), 207–213. <https://doi.org/10.1007/BF02765267>
- Frouz, J., Popper, J., & Příkryl, L. (1999). I. Návrat přírody do krajiny poznamenané těžbou. Sokolovská uhelná, Sokolov.
- Frouz, J., & Nováková, A. (2005). Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma*, 129(1-2), 54–64. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.033>
- 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(3), 308–320.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.11.001>
- Frouz, J., Elhottová, D., Pižl, V., Tajovský, K., Šourková, M., Píček, T., & Malý, S. (2007a). The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: A laboratory study. *Applied Soil Ecology*, 37(1–2), 72–80.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.04.001>
- Frouz, J., Popper, J., Příklad, L., & Štrudl, J. (2007b). Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. *Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov*, 26.
- Frouz, J. (2008a). The effect of litter type and macrofauna community on litter decomposition and organic matter accumulation in post-mining sites. *Biologia*, 63(2), 249–253.
<https://doi.org/10.2478/s11756-008-0031-1>
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., ... Řehouňková, K. (2008b). Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44(1), 109–121.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.09.002>
- Frouz, J., Kalčík, J., & Velichová, V. (2011). Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. *Ecological Engineering*, 37(11), 1910–1913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.039>
- Frouz, J., Livečková, M., Albrechtová, J., Chroňáková, A., Cajthaml, T., Pižl, V., ... Cepáková, Š. (2013). Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management*, 309, 87–95.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013>
- Frouz, J., Dvorščík, P., Vávrová, A., Doušová, O., Kadochová, Š., & Matějčík, L. (2015a). Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecological Engineering*, 84, 233–239.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.027>
- Frouz, J., Vobořilová, V., Janoušová, I., Kadochová, Š., & Matějčík, L. (2015b). 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.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.001>
- Frouz, J., Toyota, A., Mudrák, O., Jílková, V., Filipová, A., & Cajthaml, T. (2016). Effects of soil substrate quality, microbial diversity and community composition on the plant community during primary succession. *Soil Biology and Biochemistry*, 99, 75–84.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.024>
- Frouz, J. (2017). Effects of Soil Development Time and Litter Quality on Soil Carbon Sequestration: Assessing Soil Carbon Saturation with a Field Transplant Experiment along a Post-mining Chronosequence. *Land Degradation and Development*, 28(2), 664–672.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2580>
- Frouz, J., & Vindušková, O. (2018). Soil Organic Matter Accumulation in Postmining Sites: Potential Drivers and Mechanisms. *Soil Management and Climate Change: Effects on Organic Carbon, Nitrogen Dynamics, and Greenhouse Gas Emissions* (Roč. 2). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00008-2>

- Frouz, J., Mudrak, O., Reitschmiedova, E., Walmsley, A., Vachova, P., Simackova, H., ... Kucera, J. (2018). Rough wave-like heaped overburden promotes establishment of woody vegetation while leveling promotes grasses during unassisted post mining site development. *Journal of Environmental Management*, 205, 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.065>
- Gerke, H. H., Molson, J. W., & Frind, E. O. (1998). Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *Journal of Hydrology*, 209(1–4), 166–185. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00106-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00106-1)
- Helingerova, M., Frouz, J., & Santruckova, H. (2010). Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering*, 36(6), 768–776. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.01.007>
- Hobbs Richard, J., & Norton, David, A. (1996). Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*.
- Hynek, V. (1992). Slechtenı smrku ztepleleho z imisne vyrazne zatızenych oblastı Cech. *Lesnictvı*, 38(11), 929–940.
- Janousova, I. (2013). Faktory ovlivnujıcı sırenı dubu letnıho (*Quercus robur*) na vysypce po tezbe uhlı. *Diploma these*. Nepublikovano, dep.: knihovna UZP PrF UK.
- Jonasova, M., van Hees, A., & Prach, K. (2006). Rehabilitation of monotonous exotic coniferous plantations: A case study of spontaneous establishment of different tree species. *Ecological Engineering*, 28(2), 141–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.05.008>
- Kardol, P., Martijn Bezemer, T., & Van Der Putten, W. H. (2006). Temporal variation in plant-soil feedback controls succession. *Ecology Letters*, 9(9), 1080–1088. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00953.x>
- Kardol, P., Cornips, N. J., Van Kempen, M. M. L., Bakx-Schotman, J. M. T., & Van Der Putten, W. H. (2007). Microbe-mediated plant-soil feedback causes historical contingency effects in plant community assembly. *Ecological Monographs*, 77(2), 147–162. <https://doi.org/10.1890/06-0502>
- Konopka, B. (2007). Potencialne rizika vplyvu klimatickej zmeny na les; hypotezy, vyskum a perspektıvy. *Lesnıcky casopis-Forestry Journal*, 53(3), 201–213.
- Landhauser, S. M., Deshaies, D., & Lieffers, V. J. (2010). Disturbance facilitates rapid range expansion of aspen into higher elevations of the Rocky Mountains under a warming climate. *Journal of Biogeography*, 37(1), 68–76. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02182.x>
- Mudrak, O., Uteseny, K., & Frouz, J. (2012). Earthworms drive succession of both plant and Collembola communities in post-mining sites. *Applied Soil Ecology*, 62, 170–177. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.08.004>
- Poleno, Z., Vacek, S., & Podrazsky, V. (2009). Pestovanı lesu III. Prakticke postupy pestovanı lesu. Kostelec nad Cernymi lesy: *Lesnicka prace*.
- Polıvka, F. (1902). Nazorna kvetena zemı koruny ceske: obsahujıcı tez celnejsı rostliny cizozemske, pestovane u nas pro uzitek a okrasu, Svazek IV: Rostliny bezkorunne (Apetalae), jednodelozne (Monocotyledones), nahosemenne (Gymnospermae) a tajnosnubne cevnate (Cryptogamae), R.Promberg. Olomouc. 631 str.

- Prach, K. (1987). Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 22(4), 339–354.
<https://doi.org/10.1007/BF02853231>
- Prach, K., Pyšek, P., & Šmilauer, P. (1993). On the rate of succession. *Oikos*, 66(2), 343–346.
 Získáno z
<http://www.jstor.org/stable/3544823>
http://www.jstor.org/stable/3544823?seq=1&cid=pdf-reference#references_tab_contents
<http://about.jstor.org/terms>
- Prach, K., & Pyšek, P. (1994a). Spontaneous Establishment of Woody Plants in Central European Derelict Sites and their Potential for Reclamation. *Restoration Ecology*, 2 No. 3, 190–197.
- Prach, K., Pyšek, P., Šmilauer, P., Pyšek, P., & Šmilauer, P. (1997). Changes in Species Traits during Succession: A Search for Pattern. *Oikos*, 79(1), 201.
<https://doi.org/10.2307/3546109>
- Prach, K., Pyšek, P., & Šmilauer, P. (1999a). Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system. *Restoration Ecology*, 7(1), 15–23.
<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.07102.x>
- Prach, K., & Pyšek, P. (1999b). How do species dominating in succession differ from others? *Journal of Vegetation Science*, 10(3), 383–392. <https://doi.org/10.2307/3237067>
- Prach, K., & Pyšek, P. (2001). Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering*, 17(1), 55–62.
[https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00132-4)
- Prach, K., & Svoboda, M. (2009). Ekologie obnovy narušených míst V . Obnova lesních ekosystémů. *Živa*, 5, 212–215.
- Prach, K., Řehouňková, K., Řehounek, J., & Konvalinková, P. (2011). Ecological restoration of central european mining sites: A summary of a multi-site analysis. *Landscape Research*, 36(2), 263–268. <https://doi.org/10.1080/01426397.2010.547571>
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K., & (eds.). (2010). *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. České Budějovice: Calla.
- Reitschmiedová, E. (2015). Uchycování spontánní dřevité vegetace na Sokolovských výsypkách. *Diploma these*. Nepublikováno, dep.: knihovna ÚŽP PřF UK.
- Šnajdr, J., Dobiášová, P., Urbanová, M., Petránková, M., Cajthaml, T., Frouz, J., & Baldrian, P. (2013). Dominant trees affect microbial community composition and activity in post-mining afforested soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 56, 105–115.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.05.004>
- Šourková, M., Frouz, J., Fettweis, U., Bens, O., Hüttl, R. F., & Šantrůčková, H. (2005). Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*, 129(1–2), 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.032>
- Šourková, Monika, Frouz, J., & Šantrůčková, H. (2005). Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma*, 124(1–2), 203–214.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.05.001>

- Spohn, M., Gotle-Bechtle, M., & Spohn, R. (2015). *Co tu kvete? Květena střední Evropy*, str.390
- Štýs, S. (1981) *Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin*. SNTL-Nakladatelství technické literatury, Praha, 680 str.
- Štýs, S. (1991). Úvodní slovo k semináři „Vliv povrchové těžby hnědého uhlí a jeho zpracování na životní prostředí. In *Vliv povrchové těžby hnědého uhlí a jeho zpracování na životní prostředí* (s. 1-7). Ústí nad Labem: Dům techniky.
- Svoboda, M. (2005). Struktura horského smrkového lesa v oblasti Trojmezí ve vztahu k historickému vývoji a stanovištním podmínkám. *Silva Gabreta*, 11(1), 43-62. Získáno z http://www.npsumava.cz/storage/vyzkum/SGpdf/SG11_1_Svoboda.pdf
- Tischew, S., & Kirmer, A. (2007). Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology*, 15(2), 321-325. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00217.x>
- Topp, W., Simon, M., Kautz, G., Dworschak, U., Nicolini, F., & Prückner, S. (2001). Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: Improvement of soil quality by surface pattern. *Ecological Engineering*, 17(2-3), 307-322. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00147-6](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00147-6)
- Vobořilová, V. (2011). Faktory ovlivňující šíření buku lesního (*Fagus sylvatica*) na výsypce po těžbě uhlí. *Diploma theses*. Nepublikováno, dep.: knihovna ÚŽP PřF UK.
- ZÁKON 149/2003 Sb., o uvádění do oběhu reprodukčního materiálu lesních dřevin lesnický významných druhů a umělých kříženců, určeného k obnově lesa a k zalesňování, a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin), ve znění zákona č. 232/2013 Sb., k provedení § 2a odst. 5 a § 3 odst. 1 Vyhláška č. 393/2013 Sb., o seznamech druhů lesních dřevin. Získáno z <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2013-393#f5122400>
- Zenahlíková, J., Svoboda, M., & Wild, J. (2011). The state and development of natural regeneratin before and and one year after a dieback in the tree layer of a mountain spruce forest in the Trojmezí area of the Šumava National Park. *Silva Gabreta*, 17(1), 37-54.