Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

Diplomová práce

2020 **Bc. Michal Slaba**

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Predikace druhového složení těžeben na základě biotopového mapování okolní krajiny: využití charakteristických druhů vyšších rostlin

Diplomová práce

Bc. Michal Slaba

Školitelka: RNDr. Klára Řehounková Ph.D.
Konzultanti: doc. RNDr. Tomáš Kučera Ph.D., RNDr. Kamila Vítovcová

České Budějovice 2020

Slaba, M. 2020. Predikace druhového složení těžeben na základě biotopového mapování okolní krajiny: využití charakteristických druhů vyšších rostlin [Prediction of species composition in post-mining sites based on the biotope mapping of surrounding landscape: using charakteristic higher plant species]. Mgr. Thesis, in Czech.]-56 pp, Faculty of Science. University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation

The surrounding habitats play an important role in the spontaneous vegetation succession in disturbed sites. They serve as donor sites for species colonizing various post-mining sites from the close surrounding. This diploma thesis deals with the species composition in post-mining sites and the surrounding habitats up to the 1 km distance from the locality. The results indicate, that basalt quarries share the largest amount of species with their surrounding habitats. The studied methods have got limited capability to predict the species composition of post-mining sites using only the knowledge about habitat types occurred in the surrounding. On the other hand, species composition of the surrounding habitats, defined by a selection of the representative relevés of the Czech National Phytosociological Database (CNFD), seems to be more promising approach. It could provide more precise results applied in ecological restoration of post-mining sites in the Czech Republic.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval/a samostatně pouze s použitím pramenů literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47 b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdání 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 odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 09. 12. 2020.

…..……

Michal Slaba

Poděkování

Rád bych na tomto místě poděkoval hlavně své školitelce Kláře Řehounkové a své konzultantce Kamile Vítovcové za jejich cenné rady, připomínky, neskonalou trpělivost a celkové vedení při psaní této diplomové práce. V neposlední řadě bych rád také poděkoval mé přítelkyni Haně Velanové, dále mé rodině a mým ostatním přátelům za veškerou podporu, kterou mi po celou dobu poskytovali.

OBSAH

1 ÚVOD 1

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED 3

2.1 Využití výstupů biotopového mapování při ekologické obnově narušených stanovišť 3

2.2 Těžbou narušená území 4

2.2.1 Obnova těžbou narušených míst 5

2.2.2 Úspěšnost druhů a jejich šíření na těžbou narušená stanoviště 6

3 MATERIÁL A METODY 10

3.1 Vstupní data 10

3.1.1 Databáze sukcesních sérií (DASS) 11

3.1.2 Vrstva mapování biotopů, Katalog biotopů a Česká národní fytocenologická databáze 12

3.1.3 SUCCESS (expertní systém) 14

3.2 Zpracování dat 14

3.2.1 ArcMap (GIS) 14

3.2.2 Analýza dat 15

4 VÝSLEDKY 16

5 DISKUSE 27

6 ZÁVĚR 31

7 LITERATURA 32

8 PŘÍLOHY 42

1 ÚVOD

Těžbou narušená území zaujímají přibližně 1% z celkové rozlohy České republiky (Těžební unie 2010) a téměř stejnou rozlohu i v celosvětovém měřítku (Walker 2012). Po ukončení těžby existují v zásadě dva možné přístupy k jejich obnově. Nejčastěji následuje technická rekultivace, tedy zarovnání povrchu, navezení organické vrstvy a osetí druhově chudou komerční směsí či osázení dřevinami, většinou borovicí lesní *(Pinus sylvestris*) (Prošková 2017). Druhou, méně častou volbou, je přírodě blízká obnova. Ta zahrnuje nejen aktivní obnovu, při které spontánní vývoj usměrňujeme pomocí různých zásahů k cílovému stavu, ale i spontánní sukcesi spoléhající pouze na přírodní procesy. Žádoucí původní druhy samovolně kolonizují těžebny zejména tehdy, pokud se v jejich blízkém okolí vyskytují dostatečně velké zachovalé biotopy (Novák & Konvička 2006, Řehounková & Prach 2006, Prach et al. 2017). Jedná se totiž o unikátní, živinami chudá stanoviště, jež mohou hostit nejen běžné, ale i specializované nebo dokonce ohrožené druhy rostlin i živočichů (Heneberg et al. 2013, Bogusch et al. 2016, Řehounková et al. 2020). U drtivé většiny těžbou narušených míst však tato šance zůstává promarněná, ačkoli již existují možnosti, jak tento nežádoucí stav změnit. Současná legislativa např. umožnuje změnit staré rekultivační plány až na 10% území ve prospěch přírodě blízké obnovy, pokud je těžebna na zemědělské půdě (Řehounek et al. 2015).

Moje bakalářská práce se zabývala vytvořením nové metody, která umožňuje vytipovat přírodovědně cennou těžebnu nebo výsypku na základě výskytu zachovalých biotopů v jejím okolí. Jako zdrojová data slouží informace z různých mapových vrstev, které byly v této práci doplněny a nově propojeny. Potenciálně ochranářsky cenné lokality musely splňovat podmínku, že se v nich vyskytovalo minimálně 50 % cílových druhů rostlin, tj. lučních, lesních a mokřadních. Míra přesnosti této metody dosáhla 69 % (Slaba 2018), jak ukázalo porovnání s vegetačními snímky pořízenými ve vybraných těžebnách, které pocházely z Databáze sukcesních sérií, tzv. DASS (Prach et al. 2014).

Výstupy z mapování biotopů je možné zkombinovat s vegetačními snímky z těžebních lokalit a získat tak ucelené informace o dané oblasti. Ty by se daly následně využít k určení druhového složení těžeben a výsypek, které byly ponechány samovolnému vývoji. Takové informace však v současnosti chybí. V určité omezené míře se o tento způsob předpovědi pokoušel expertní program SUCCESS (Prach et al. 1999), který ovšem pracoval s krajinnými a stanovištními faktory jen omezeně, navíc pouze u některých typů lokalit. Tato diplomová práce proto částečně využívá již zpracované mapové podklady společně s vegetačními snímky

z databáze DASS a snaží se na základě složení okolních biotopů stanovit zastoupení druhů, které se vyskytují jak uvnitř opuštěných těžeben a na výsypkách tak v okolních biotopech. Nově vyvinutá metoda by mohla pomoci praktikům, aby získali hrubou představu o možném druhovém složení lokalit, pokud jsou ponechány spontánnímu vývoji.

Práce má následující cíle:

1) Zpracovat rešerši zaměřenou na obnovu a kolonizaci těžbou narušených území z okolních biotopů.
2) S využitím podkladů z vlastní bakalářské práce rozlišit jednotlivé typy biotopů v okolí těžeben (do 1 km) evidovaných v Databázi sukcesních sérií a připravit vstupní seznam charakteristických druhů pro dané biotopy dle Katalogu biotopů České republiky.
3) Shromáždit vstupní informace o dominantních druzích vyskytujících se v různých sukcesních stadiích na těžbou narušených stanovištích, které předpovídá expertní program SUCCESS.
4) Pokusit se prozkoumat, nakolik se druhové složení zachycené reálnými vegetačními snímky uvnitř těžeben a na výsypkách blíží druhové skladbě okolních biotopů a druhovému složení predikovanému pomocí expertního programu SUCCESS.

2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Využití výstupů biotopového mapování při ekologické obnově narušených stanovišť

Natura 2000 je soustava chráněných území států Evropské Unie a má za cíl ochranu přírodních stanovišť a nejcennějších druhů Evropy. Na našem území proto proběhlo v letech 2001-2005 mapování biotopů, které odborně řídila Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (Guth 2002). Výsledkem této činnosti byla mapová vrstva detailně rozčleňující Českou republiku na 60 typů biotopů (Guth & Hošek 2002, Chytrý et al. 2010). Nejinak tomu bylo i v dalších státech Evropy (Viciani et al. 2016, Bruelheide et al. 2020, Meier et al. 2020). Výsledné mapové vrstvy našly využití například při rozhodovacích procesech v rámci nejrůznějších stavebních aktivit, v územním a krajinném plánování (Yilmaz et al. 2010, Gürkan 2016) nebo i při monitorování invazních rostlinných druhů na urbánních stanovištích (Lososová et al. 2012, Kalusová et al. 2017). Na druhou stranu existuje jen poměrně málo prací, které detailněji využívají informace získané z mapování biotopů a propojují je s informacemi z jiných mapových vrstev (Sukopp & Weiler 1988) či s vegetačními snímky daných lokalit (Gao et al. 2012).

K prvním studiím, které popisovaly různé možnosti využití výsledků biotopového mapování nebo přímo zkoušely kombinovat data získaná z různých mapových podkladů s detailními informacemi o daných lokalitách a jejich okolí, např. způsoby využití krajiny, patří práce Růžičky (1993) nebo Bastiana (1996). První zmíněný autor popisoval různé možnosti biotopového mapování a jeho důležitou roli při stanovování cenných lokalit, které mají předpoklady pro výskyt vzácných druhů rostlin a živočichů (Růžička 1993). Bastian (1996) zkoumal možnosti, jak využít biotopové mapování v krajinném plánování. Pozornost zde byla upřena na jednotlivé biotopy, které se nacházely na území Německa a autor studie hodnotil zejména schopnost regenerace biotopů. Ukázalo se, že pokud se v silně antropogenizované lokalitě nacházejí zbytky zachovalého biotopu, může být z přírodovědného hlediska cenná i celá lokalita. Výsledný stav lokality ovlivnila i použitá ochranářská opatření, např. člověkem řízené zásahy ve prospěch vzácných druhů či k potlačení druhů nežádoucích nebo řízené disturbance (Řehounek et al. 2015). Na Bastiana (1996) poté navázaly další studie, které se zaměřily přímo na „soužití“ člověka a přírody (např. Mansuroglu et al. 2006, Qiu et al. 2010 a Jalkanen et al. 2020). Tito autoři rozvinuli naplno myšlenku, jak kombinovat výstupy z biotopového mapování s územním plánováním

ve městech, aby zůstaly zachovány cenné lokality, například jako součást parků či veřejných zahrad.

Není známá žádná vědecká práce, která by využívala mapové výstupy z biotopového mapování při plánování obnovy těžbou narušených míst. Je k dispozici pouze mapa, která na základě využití biotopového mapování posttěžebních lokalit provázaných s vegetačními snímky ukazuje přírodovědně hodnotné těžební lokality napříč Českou republikou (Slaba 2018).

2.2 Těžbou narušená území

Na území České republiky bylo v roce 2018 registrováno celkem 2345 ložisek nerostných surovin s evidovanými zásobami (Česká geologická služba 2019). Těžebny nejsou na území našeho státu rozloženy rovnoměrně. Zejména v místech zvýšené koncentrace ložisek může proto těžba představovat značný zásah do krajiny. Těžba nerostných surovin probíhá v 17 chráněných krajinných oblastech (CHKO), nejčastěji se jedná o těžbu vápenců, např. v CHKO Český kras, a sklářských či slévárenských písků, např. v CHKO Kokořínsko – Máchův kraj (Česká geologická služba 2019).

K energetickým a nerudním surovinám s největším objemem těžby patřilo v roce 2018 hnědé a černé uhlí (39,2 mil. tun a 4,1 mil tun.), dále vápence a cementářské suroviny (11,72 mil. tun) a kaolin (3,62 mil. tun). Ze stavebních surovin to byl stavební kámen (38,17 mil. m^3) a štěrkopísky (11,69 mil. m^3). Celkový světový podíl na těžbě většiny nerostných surovin je v České republice velmi malý. Pouze u kaolinu dosahuje necelých 10%, u hnědého uhlí přibližně 5%, zatímco u zbytku uvedených těžených surovin (stavební suroviny neuvedeny) se jedná maximálně o 2% (Česká geologická služba 2019). Z dostupných údajů České geologické služby (2019) dále vyplývá, že se v posledních letech, tj. 2014 až 2018, objem těžby výše uvedených surovin drží zhruba na stejných hodnotách. Výjimku tvořil jen uran, jehož těžba byla ukončena v roce 2016 (Kališová 2017, Vejvodová 2020).

2.2.1 Obnova těžbou narušených míst

Po ukončení dobývací činnosti je vždy důležité provést vegetační průzkum lokality a zvážit všechny možnosti obnovy, které jsou pro danou lokalitu a její okolí nejprospěšnější (Řehounek et al. 2015, Slaba 2018). Těžební prostory v České republice jsou nejčastěji obnovovány pomocí tzv. technické rekultivace, což je v současné době nejčastější způsob obnovy těžbou narušených území. Tento způsob by měl ale převládat jen u lokalit, kde vládnou extrémní podmínky prostředí, způsobené například toxicitou nebo rozsáhlejší erozí, při které mohou být ohrožena např. sídla v blízkém okolí (Tropek et al. 2015). V těchto případech se mnohdy technická rekultivace jeví jako jediné možné východisko pro alespoň částečnou záchranu krajiny (Prach & Hobbs 2008). U technické rekultivace je nutné dbát na samotný způsob jejího provedení a také na správnou volbu druhového složení dřevin nebo semenných směsí. Vhodně provedená rekultivace pak může nabídnout příhodné podmínky pro dosycování dalšími druhy z okolí (Řehounek et al. 2015). Příkladem dobré praxe jsou výsypky po těžbě uhlí v Německu, kde lze najít i poměrně rozumně provedené rekultivace složené z jednoduché, ale vhodně zvolené kombinace několika druhů dřevin (Šebelíková 2019).

Odlišný přístup představuje přírodě blízká obnova, která zahrnuje asistovanou obnovou i spontánní sukcesi. U asistované obnovy může člověk vývoj na lokalitě cíleně zpomalit, zrychlit či nasměrovat k cílovému stavu různými zásahy, například přenosem biomasy, vyseváním cílových druhů (Baasch et al. 2012) nebo různým narušováním (Řehounková et al. 2020). Někdy se ale jen na počátku určí „směr“ vývoje lokality, k dalším zásahům už nedochází a lokalita se ponechá jen spontánní sukcesi (Řehounek et al. 2015).

Spontánní sukcese funguje nejlépe v dobře zachovalé krajině s řadou (polo-) přirozených biotopů. Tyto okolní biotopy většinou fungují jako zdrojové lokality, z nichž se mohou cílové druhy šířit na těžbou narušená území (Novák & Konvička 2006). Řehounková et al. (2020) zaznamenali v souboru 2597 vegetačních snímků z různých těžeben v České republice celkem 935 druhů vyšších rostlin, z nichž 235 druhů (25%) patřilo k ohroženým druhům, tj. 14% všech ohrožených rostlinných druhů ČR. Většinou se jednalo o druhy s nižším stupněm ohrožení, které byly podle Červeného seznamu rostlin (Grulich 2017) zařazeny do kategorie ohrožených druhů (C3) nebo druhů vyžadujících další pozornost (C4). Tyto rostlinné druhy byly často vázány na živinami chudá a otevřená stanoviště, kterými jsou právě těžební či posttěžební lokality na počátku sukcesního vývoje (Řehounková et al. 2020). Gilcher & Tränkle (2005) ve své práci zaměřené na bavorské kamenolomy zaznamenali podobné výsledky. Ve studovaných kamenolomech o celkové

rozloze odpovídající 0,006% rozlohy Bavorska zachytili z celkového počtu 1039 zaznamenaných druhů vyšších rostlin na 87 druhů patřících mezi ohrožené, tedy 12,4% všech známých ohrožených druhů v Bavorsku. Druhy kriticky ohrožené (C1) a druhy silně ohrožené (C2) se pak na těžbou narušených místech nacházejí jen zřídka, jak dokládají i další studie (Karešová 2007, Novák & Prach 2010).

Obecně se spontánní sukcese dle doložených studií jeví jako efektivní a oproti technické rekultivaci i podstatně levnější, téměř beznákladová metoda obnovy těžbou narušených území (Prach et al. 2011). Současná legislativa dovoluje využití tohoto přístupu obnovy, ale v praxi se k němu přistupuje méně často, zejména na dočasně odňaté zemědělské nebo lesní půdě (Řehounek et al. 2015).

2.2.2 Úspěšnost druhů a jejich šíření na těžbou narušená stanoviště

Při kolonizaci těžeben hrají důležitou roli lokální stanovištní podmínky (Velichová 2005, Harabiš et al. 2013), zejména typ substrátu (Karešová 2007, Rahmonov 2007, Kompała-Bąba et al. 2019), živiny a pH (Alday et al. 2011, Poulin et al. 1999), dále krajinné faktory, např. makroklima, typy krajinného povrchu (Řehounková & Prach 2006) a také přítomnost a vzdálenost polopřirozených biotopů (Tischew & Kirmer 2007, Prach et al. 2014), které slouží jako potenciální zdrojové lokality (Řehounková & Řehounek 2015).

Obecně se dá říct, že během prvních 10 let převládají na všech typech těžeben vytrvalé širokolisté byliny a graminoidy. Z druhů jsou nejčastěji zastoupeny následující: metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), který je klasifikovaný jako invazní archeofyt (Pyšek et al. 2012) a expanzivní třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Zejména poslední jmenovaný druh představuje v současné krajině značný problém, protože se jedná o robustní druh s velkou ekologickou plasticitou, který kolonizuje nejrůznější stanoviště včetně těžeben (Rahmonov et al. 2020). Produkuje také množství lehkých a malých semen, která se velmi dobře šíří vzduchem (Březina 1999). Vytváří velké množství špatně rozložitelného odpadu, což následně podporuje vznik homogenních druhově chudých porostů (Jakob et al. 1996, Pruchniewicz & Żołnierz 2017). Průběh sukcese může být dokonce některými robustními druhy graminoidů zpomalen či blokován, jak doložili např. Řehounková & Prach (2006) nebo Koutecká & Koutecký (2006).

Ve středních stádiích sukcese, přibližně mezi 10 až 25. rokem, se začínají většinou výrazněji uplatňovat dřeviny včetně keřů (Trnková et al. 2010, Prach et al. 2013). Výjimku však tvoří například některé kamenolomy v teplých a suchých oblastech (např. vápencové kamenolomy Českého krasu), kde i v tomto stadiu často dominuje ovsík vyvýšený (Bartošová 2014). Nejen expanzivní, ale i nepůvodní druhy mohou změnit směr probíhající sukcese a dřeviny typické pro toto sukcesní stádium se pak mohou uplatňovat s výraznějším zpožděním (Karešová 2007, Richardson et al. 2000, Bartošová 2014). Sukcese na těžbou narušených stanovištích ve střední Evropě většinou směřuje, s výjimkou extrémních stanovišť, k lesním porostům (Prach et al. 2016) s typickými lesními druhy. Nejčastěji se jedná o rychle rostoucí a náletové dřeviny, např. borovici lesní (*Pinus slyvestris*), břízu bělokorou (*Betula pendula*), vrbu jívu (*Salix caprea*) nebo topol osiku (*Populus tremula*) či o některé pozdně sukcesní druhy, jako je buk lesní (*Fagus sylvatica*), dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*) či smrk ztepilý (*Picea abies*) (Trnková 2008, Prach et al. 2014). Zejména ve vápencových kamenolomech se často ve středních až starších stadiích výrazněji uplatňují také javor babyka (*Acer campestre*), růže (*Rosa sp*.) nebo hloh (*Crataegus sp*.).

Druhy se na těžbou narušená stanoviště šíří z okolních biotopů (Borgegård 1990, Tischew & Kirmer 2007, Prach et al. 2014). Hraniční vzdálenost pro lesní druhy byla nejčastěji stanovena na 100 m (Řehounková et al. 2016, Konvalinková 2010, Trnková et al. 2010, Prošková 2019), u bezlesí byla tato hranice výrazně menší, např. pro stepní druhy pouhých 30 m (Novák & Konvička 2006). V mé bakalářské práci (Slaba 2018) byla tato hraniční vzdálenost pro nelesní druhy stanovena na pouhých 20 m. Naproti tomu u vodních a mokřadních druhů byl zaznamenán přenos i na podstatně delší vzdálenosti, v řádu kilometrů (Krahulec et al. 1984). Podobně jsou na tom i některé specializované skupiny, např. vstavače, které mají velmi malá a lehká semena (Fekete et al. 2020, Kirmer et al. 2008).

Kolonizační úspěšnost druhů, které osídlují různá narušená stanoviště v České republice, se pokusili stanovit Prach et al. (2017). Pro jednotlivé rostlinné druhy stanovili indexy kolonizační úspěšnosti (ICS) v jednotlivých stádiích sukcese, kdy výpočet vycházel jen z frekvence výskytu jednotlivých druhů v sukcesních stadiích. Protože je ale výskyt druhů v sukcesních stadiích ovlivněn kromě vlastností druhů i jejich hojností v krajině, byl výskyt v sukcesních stadiích korigován frekvencí příslušných druhů v České národní fytocenologické databázi (ČNFD). Proto vznikl ještě index kolonizačního potenciálu (ICP), který lépe vyjadřuje kolonizační potenciál jednotlivých druhů a stanovuje, jak ochotně se druh dokáže

šířit. Prach et al. (2017) zařadili podle indexu ICP přibližně 50 širokolistých bylin mezi nejúspěšnější kolonizátory narušených stanovišť. Podle indexu ICS byl počet nejúspěšnějších kolonizátorů mezi širokolistými bylinami několikanásobně nižší, konkrétně se jednalo o pět druhů-pampeliška (*Taraxacum spp*.), pelyněk černobýl (*Artemisia vulgaris*), pcháč rolní (*Cirsium arvense*), řebříček obecný (*Achillea millefolium*) a třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*). Výše uvedené druhy měly nejvyšší ICS index, dosahoval hodnoty 9, ale naopak jejich ICP index se pohyboval v rozmezí hodnot 5-7. Z graminoidů dosáhly nejvyšších hodnot ICS indexu pouze dva druhy, *Arrhenatherum elatius* a *Calamagrostis epigejos* a podle ICP indexu zahrnovala skupina nejúspěšnějších graminoidů stejný počet druhů. V tomto případě se však jednalo o ječmen hřivnatý (*Hordeum jubatum*) a sveřep luční (*Bromus commutatus*). Dva druhy dřevin, růže šípková (*Rosa canina agg*.) a *Salix caprea*, dosahovaly nejvyšších ICS i ICP hodnot. Nejvyšší hodnoty ICS indexu dosahovaly také druhy *Betula pendula*, *Pinus sylvestris* a ostružiník (*Rubus spp*.). Skupina dřevin, která dosahovala nejvyšších hodnot ICP indexu, byla početnější a zahrnovala celkem 29 druhů. Kolonizační optimum se u výše uvedených dřevin většinou pohybovalo mezi 13 až 35 lety (Prach et al. 2017). Tyto druhy se mohou objevovat i v dřívějších sukcesních stádiích, jak dokládá například práce od Proškové (2019) nebo Řehounkové et al. (2018). Druh *Betula pendula* může v iniciálním stádiu při vhodných vlhkostních podmínkách bohatých na živiny dokonce na určitou dobu zablokovat probíhající sukcesi (Bazzaz 1996, Fridley & Wright 2012). Řehounková et al. (2018) zaznamenali výše uvedený druh ve všech zkoumaných typech těžebních lokalit v časných stádiích sukcese, naopak borovice lesní (*Pinus sylvestris*) převažovala v pozdějších stádiích. *Pinus sylvestris* je velice snadný kolonizátor převážně otevřených a živinami chudých míst s obnaženým substrátem (Řehounková & Prach 2006) a na řadě těžbou narušených stanovišť se chová jako typický kolonizátor mladých stadií. Chytrý (2013) a také Řehounková & Prach (2018) ho však řadí k pozdně sukcesním druhům, protože je důležitou složkou potenciální přirozené vegetace ve střední Evropě. Jeho častý výskyt v těžebnách je také podpořen jeho masivním vysazováním v okolí těchto narušených lokalit (Chytrý 2013).

Dle Pitze et al. (2018) by stanovení kolonizačního potenciálu u jednotlivých druhů umožnilo s určitou pravděpodobností předpovídat sukcesní změny na člověkem narušených stanovištích a pomoci při plánování projektů obnovy. Metoda, která by dokázala určit, zda lze pouze na základě znalosti skladby okolních biotopů přibližně určit složení hlavních druhů uvnitř těžeben, zatím není k dispozici. V současnosti existuje pouze expertní program SUCCESS (Prach et al. 1999), který je ale příliš hrubý a pro řadu lokalit nedostatečný.

Nicméně i přes značný potenciál tohoto programu se na něj a na jeho výstupy bohužel v žádných studiích nijak nenavázalo a program se prakticky nikdy nezačal využívat.

3 MATERIÁL A METODY

3.1 Vstupní data

V mé diplomové práci jsem využil následující datové zdroje: informace o složení vegetace na lokalitách ve formě fytocenologických snímků, exportovaných z DASS a informace o vegetaci v okolí do 1 km. Biotopy byly identifikovány z vrstvy Mapování biotopů ČR (AOPK ČR 2013) a druhové složení bylo stanoveno dle katalogu biotopů ČR (Chytrý et al. 2010), snímky z odpovídajícího typu vegetace pak byly získány z České národní fytocenologické databáze-ČNFD (Chytrý & Rafajová 2003). Z expertního programu SUCCESS (Prach et al. 1999) jsem vypsal všechny uvedené druhy, které se vyskytují v sukcesních stadiích na různých těžbou narušených stanovištích.

V České republice je evidováno celkem 1084 těžebních prostorů (stav k roku 2018) s ukončenou, či stále ještě probíhající těžební aktivitou (AOPK ČR 2013, Slaba 2018), tedy asi polovina evidovaných ložisek nerostných surovin (Česká geologická služba 2019). Nejvíce různých těžeben (181 lokalit) se nachází ve Středočeském kraji. Nejhojněji jsou v tomto kraji zastoupeny kamenolomy (69) a pískovny (58). Druhý v pořadí stojí Moravskoslezský kraj se 152 těžebními lokalitami, z nichž 41 tvoří pískovny a 34 kamenolomy. Velkou rozlohu v tomto kraji zabírají výsypky po těžbě černého uhlí. Značný počet různých těžbou narušených lokalit nalezneme i v Ústeckém kraji (128 lokalit), plošně nejrozsáhlejší jsou zde výsypky po těžbě hnědého uhlí. Větší koncentrace pískoven se objevuje také v Jihomoravském a Jihočeském kraji (dohromady 63 lokalit). V Plzeňském kraji je evidováno přibližně 110 těžeben a výsypek, dominují zde také pískovny. Zbylé kraje, s výjimkou Prahy (celkem 10 lokalit) a Zlínského kraje (celkem 19 lokalit), mají obvykle kolem cca 60 dobývacích prostorů (Slaba 2018).

Nomenklatura druhů byla sjednocena podle Chytrého et al. (2017) a sukcesní stádia v této práci byla vymezena následovně: mladá (1-10 let), střední (11-20 let), pozdní (21-40 let) a stará (>40).

3.1.1 Databáze sukcesních sérií (DASS)

Databáze sukcesních sérií (DASS) obsahuje fytocenologické snímky člověkem narušených stanovišť napříč celou Českou republikou (Prach et al. 2014). Ke konci roku 2020 obsahovala tato databáze soubor téměř 4000 fytocenologických snímků, které pocházejí ze 40 sukcesních sérií, zaznamenaných na různých typech narušených stanovišť. Tyto snímky sestavilo celkem 31 autorů a zahrnují celkem 1079 druhů vyšších rostlin (Prach et al. 2014, http://www.ekologieobnovy.cz/CZ/). V této práci jsem použil jen snímky těžbou narušených lokalit, tj. 1824 vegetačních snímků s 856 druhy vyšších rostlin z 231 těžeben a výsypek. Konkrétně se jednalo o vegetační snímky z následujícího typu těžeben a výsypek: pískovny a štěrkopískovny, výsypky po těžbě uhlí, výsypky po těžbě uranu, kyselé kamenolomy, vápencové kamenolomy a další zásadité kamenolomy (bazaltové, trachytové a znělcové) a těžená rašeliniště (**Tab**. **1**). Nadmořská výška studovaných lokalit se pohybuje mezi 170 a 911 m. n. m. Většina lokalit je soustředěná v oblastech do nadmořské výšky 600 m n. m. (230 lokalit), výjimku pak tvoří zejména rašeliniště, z nichž část se nachází ve vyšších nadmořských výškách (Krušné hory). Ojediněle se ve vyšších polohách nacházejí některé kyselé a vápencové kamenolomy (Krušné hory, Jeseníky). Ke každému snímku je uveden také věk, tedy doba od ukončení těžby. V originálních snímcích z DASS byla pokryvnost druhů zaznamenána pomocí procentické Braun-Blanquetovy stupnice, pro zpracování dat v této práci byla data o druhovém složení v jednotlivých snímcích převedena jen na prezenci/absenci. Další doplňující a aktuální informace o tomto obsáhlém souboru dat jsou volně dostupné na webu pracovní skupiny ekologie obnovy (http://www.ekologieobnovy.cz/CZ/).

Tab. **1**. Počet evidovaných těžeben v České republice (ČR) a počet těžeben zastoupených v Databázi sukcesních sérií. Uveden je také rozsah nadmořských výšek u jednotlivých typů lokalit.
V kategorii „Ostatní“ jsou uvedeny další dobývací prostory v České republice, které zahrnují například těžebny cihlářských surovin, hlíny a zemního plynu nebo i fragmenty těžebních lokalit, kde byla dobývána například zlatonosná a železná ruda.

typy těžeben a výsypek	počet evidovaných lokalit v ČR	počet lokalit v DASS	rozsah nadmořských výšek (m. n. m.)
pískovny a štěrkopískovny	321	33	170-546
výsypky po těžbě uhlí	69	46	220-561
výsypky po těžbě uranu	4	4	452-570
kyselé kamenolomy	343	45	184-654
vápencové kamenolomy	81	41	237-684
bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	71	44	186-542
rašeliniště	19	18	419-911
ostatní	176	-	-
celkem	**1084**	**231**	**170-911**

S těžebnami v kategorii „Ostatní“ jsem v této diplomové práci dále nepracoval, neboť tyto lokality nejsou rozlišeny v Databázi sukcesních sérií (DASS) a nejsou pro ně k dispozici vegetační snímky.

3.1.2 Vrstva mapování biotopů, Katalog biotopů a Česká národní fytocenologická databáze

Vrstva mapování biotopů člení biotopy České republiky na přírodní, nepřírodní a mozaiky, které obsahují více typů biotopů s uvedeným procentuálním zastoupením. S vrstvou jsem ve své diplomové práci pracoval ve formátu *.shp*. S touto vrstvou je spojen i Katalog biotopů České republiky (Chytrý et al. 2010).

Základ Katalogu biotopů České republiky tvoří 9 formačních skupin, z nichž prvních 8 skupin tvoří přírodní biotopy (60 typů přírodních stanovišť). Ty jsou předmětem ochrany přírody. Poslední devátou skupinu pak tvoří biotopy, které jsou silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem (14 nepřírodních stanovišť). Těchto 9 základních formačních skupin je dále členěno na jednotky klasifikace biotopů (140) a na jejich podjednotky (33) s unikátním kódem. Pod každým kódem jsou následně uvedeny informace o daném biotopu spolu s diagnostickými (Dg), dominantními (Dm) a s ostatními hojnějšími druhy (C) (Chytrý et al. 2010).

Ke každému typu biotopu, vyjma alpínských (A1-A8), jsem vypsal všechny charakteristické druhy vyšších rostlin (Dg, Dm, C) a zaznamenal jejich prezenci/absenci. V případě některých synantropních stanovišť, která jsou silně ovlivněná nebo vytvořená člověkem, jsem druhy doplnil dle Chytrého (2009). To mi umožnilo posoudit nejen vliv přírodních biotopů, ale zahrnout i vliv člověkem ovlivněných biotopů na druhové složení lokalit. Alpínské biotopy jsem do analýz nezahrnul, protože se v tomto prostředí nevyskytují žádné lokality. Dále jsem v soupisu druhů vynechal druhy, klasifikované v červeném seznamu rostlin jako kriticky (C1) nebo silně ohrožené, tj. C2 kategorie (Grulich 2017). Celkem se jednalo o 57 druhů z kategorie C1 a 139 druhů klasifikovaných v kategorii C2. Do následujících analýz nebyly zahrnuty, protože se ve snímcích databáze DASS vyskytují jen velmi vzácně, často jen v určitých regionech. V celé databázi DASS se jedná jen o 24 druhů z kategorie C1 a 46 druhů z kategorie C2 z celkových 1079 zaznamenaných druhů (Řehounková et al. 2020). Dále byly vyloučeny druhy všech vodních biotopů (153 druhů), protože vodní prostředí nebylo předmětem této studie a v době zpracování mé práce nebyly tyto snímky v DASS ani dostupné. Navíc tyto druhy se velmi často šíří na výrazně větší vzdálenosti, než je 1 km (Krahulec et al. 1984). Po korekci druhů zůstalo v tabulce 983 rostlinných druhů.

Ke každé lokalitě jsem také připravil seznam biotopů, které byly zjištěny v okolí do 1 km, včetně soupisu druhů, jež se v daném biotou vyskytují. Na základě převodní tabulky mezi biotopy a rostlinnými svazy (**Příloha 1**), jsem dále získal z ČNFD vegetační snímky se soupisem druhů pro jednotlivé rostlinné svazy (celkem 62) odpovídající daným přírodním biotopům (celkem 79) v okolí lokalit (Chytrý & Rafajová 2003, Chytrý et al. 2010).

3.1.3 SUCCESS (expertní systém)

Expertní program SUCCESS (Prach et al. 1999) umožňuje předpovědět výskyt hlavních dominantních druhů v sukcesních stadiích na různých typech člověkem narušených stanovišť. Zahrnuje jak časná sukcesní stadia, tak i stadia pokročilejší, a to přibližně do věku 50 let od narušení. Zohledňuje stanovištní podmínky (např. různé typy substrátu, obsah živin, vlhkost), ale i další charakteristiky (např. velikost narušené plochy a v omezené míře i vliv okolí). Zahrnutí vlivu stanovištních a krajinných faktorů je jen velmi hrubé a u některých typů lokalit značně omezené.

Z expertního systému jsem získal informace o dominantních druzích, typických pro jednotlivá sukcesní stadia těžeben a výsypek, včetně všech kombinací stanovištních a krajinných faktorů. Představu o struktuře a uživatelském rozhraní ukazuje **Příloha 2**. Druhy byly zaznamenány jako prezence/absence.

3.2 Zpracování dat

3.2.1 ArcMap (GIS)

Veškeré dílčí práce se všemi potřebnými a dostupnými mapovými podklady a jejich daty probíhaly v prostředí ArcGIS (Esri Inc. 2014). Promítnutím vrstvy Mapování biotopů ČR jsem v programu ArcMap (GIS) nejprve získal informace o výskytu přírodních biotopů v okolí každé lokality uvedené v DASS, a to do vzdálenosti 1 km od okraje těžebny nebo výsypky (nástroj *Buffer*, *Intersect*, viz **Příloha 3**). Vzdálenost 1 km byla zvolena podle výsledků mnoha studií, zabývajících se šířením druhů na narušená stanoviště, např. Novák & Konvička (2006), Prach et al. (2015a), Prach et al. (2015b) nebo Trnková et al. (2010). Následnými editacemi byla atributová tabulka v ArcMap (GIS) upravena tak, aby byly u každé lokality uvedeny údaje o typu a ploše okolních biotopů, nebo procentuálním zastoupení biotopů v případě mozaiky (viz kapitola 3.1.2 Vrstva mapování biotopů a Katalog biotopů).

3.2.2 Analýza dat

Data byla dále analyzována pomocí mnohorozměrných metod v programu Canoco 5 (ter Braak & Šmilauer 2012). Pro posouzení celkové variability v druhových datech byla použita analýza DCA (detrendovaná korespondenční analýza, Detrended Correspondence Analysis). Pro posouzení ne/podobnosti těžebny a okolí (okolní biotopy, snímky ČNFD) byla použita Principal Coordinates Analysis (PCO), s použitou Bray-Curtis distancí. Centroidy pro jednotlivé lokality a centroidy pro věková stádia a typ těžebny či výsypky byly do ordinačního diagramu promítnuty ex post jako pasivní proměnné.

Relativní zastoupení společných druhů v závislosti na typu těžebny bylo testováno v programu R (R Core Team 2020). Nejprve byla ověřena homogenita variancí pomocí Bartlettova testu (průkazný výsledek). Rozdíly v relativním zastoupení společných druhů byly tedy dále testovány Kruskal-Wallis testem s následným neparametrickým post-hoc porovnáním (knihovna *pgirmess*, funkce „*kruskalmc*“).

4 VÝSLEDKY

Ve všech 231 sledovaných lokalitách bylo pomocí vegetačních snímků z databáze DASS (Prach et al. 2014) zaznamenáno celkem 856 druhů vyšších rostlin (**Tab**. **2**). Nejvíce rostlinných druhů bylo zaznamenáno ve vápencových kamenolomech, a to 442 druhů ve 180 snímcích. Na výsypkách po těžbě uhlí byl počet druhů podobný, tedy 429 druhů, ale počet snímků byl téměř trojnásobný, tj. 515 snímků (**Tab**. **3)**. Tyto dva typy měly také nejvyšší průměrný počet druhů ve snímku, a to 21 druhů. Naopak k druhově nejchudším patřily výsypky po těžbě uranu, 63 druhů v 87 snímcích a pak těžená rašeliniště se 176 druhy ve 267 snímcích. Nejnižší průměrný počet druhů ve snímku byl typický pro uranové výsypky (jen 3 druhy), také rašeliniště dosahovala nižších hodnot (**Tab**. **3**).

V okolí všech lokalit se vyskytovalo celkem 91 různých typů přírodních a 9 typů nepřírodních biotopů. Nejrůznorodější bylo okolí pískoven a štěrkopískoven rozmístěných napříč Českou republikou (67 typů biotopů), naopak nejmonotónnější bylo okolí uranových výsypek (18 biotopů). Všechny typy těžeben, s výjimkou výsypek (**Tab**. **2**), měly ve svém blízkém okolí minimálně 50 typů přírodních biotopů, což odpovídá 56% všech zaznamenaných přírodních biotopů. Nepřírodní biotopy tvořily maximálně 15% z celkového počtu zaznamenaných typů biotopů v okolí. Výjimkou byly jen výsypky, kde zastoupení nepřírodních biotopů v okolí bylo vyšší a dosahovalo až 28% (**Tab**. **2**).

Ve všech biotopech v okolí sledovaných těžeben a výsypek bylo zaznamenáno celkem 839 různých druhů vyšších rostlin. Druhově nejbohatší bylo okolí pískoven a štěrkopískoven (697 druhů), kyselých kamenolomů (696 druhů), dále bazaltových, trachytových a znělcových kamenolomů (685 druhů) a kamenolomů vápencových (679 druhů). Nejméně druhů bylo zaznamenáno v biotopech v okolí výsypek po těžbě uranu (265 druhů). V zásaditých kamenolomech měly biotopy v jejich okolí průměrně 24 dominantních, diagnostických a konstantních druhů. V okolí rašelinišť to bylo v průměru jen 16 druhů (**Tab**. **3**).

Tab. **4** ukazuje počty druhů, které se vyskytovaly společně v obou typech prostředí, tedy jak v okolí (biotopy/ČNFD snímky), tak uvnitř těžeben a na výsypkách. Druhy, které se vyskytovaly jak ve snímcích na lokalitách (DASS) tak v biotopech v okolí, tvořily minimálně 20% z celkového počtu zaznamenaných druhů v daném typu těžebny nebo výsypky. Nejvíce společných druhů z celkového zaznamenaného počtu druhů pro daný typ těžebny bylo zaznamenáno ve vápencových kamenolomech (téměř 35%) a také v pískovnách a štěrkopískovnách společně s výsypkami po těžbě uhlí (obě kategorie téměř 32%). O něco

méně společných druhů (necelých 30%) pak bylo zastoupeno v kyselých, bazaltových, trachytových a znělcových kamenolomech. Výjimkou byly jen uranové výsypky, kde společné druhy dosahovaly jen 8%. Podobné výsledky byly zaznamenány i tehdy, pokud byly ke stanovení společných druhů použity snímky ČNFD. I zde bylo zachyceno nejvíce společných druhů pro vápencové kamenolomy (39%) a nejméně pak pro výsypky po těžbě uranu, necelých 8% (**Tab**. **4**).

Expertní program SUCCESS předpověděl pro zkoumané typy těžeben a výsypek maximálně 42 druhů z celkových 75 dominantních druhů uvedených v programu. Nejméně jich bylo vymezeno pro pískovny a štěrkopískovny (21 druhů) a nejvíce pro kamenolomy (42 druhů), které ale nebyly detailněji rozlišeny (**Tab**. **2**).

Tab. **2**. Počet druhů vyšších rostlin v jednotlivých kategoriích a počet typů biotopů v okolí těžeben a výsypek do vzdálenosti 1 km od jejich okraje. Uvedeny jsou také celkové počty jednotlivých typů lokalit.

DASS-Databáze sukcesních sérií (Prach et al. 2014), SUCCESS-expertní systém (Prach et al. 1999). Počty druhů v biotopech: dominantní, diagnostické a konstantní druhy v přírodních (Chytrý et al. 2010) a nepřírodních (Chytrý 2009) biotopech. V programu SUCCESS nebyly zahrnuty uranové výsypky a jednotlivé typy kamenolomů zde nebyly rozlišeny.

celkem – jedná se o celkový počet lokalit, druhů a typu biotopů (nejedná se o součet hodnot v jednotlivých kategoriích).

typy těžeben a výsypek	počet						
	lokality	druhy				typy biotopů v okolí	
		vegetační snímky (DASS)	přírodní biotopy (v okolí do 1 km)	nepřírodní biotopy (v okolí do 1 km)	SUCCESS	přírodní	nepřírodní
pískovny a štěrkopískovny	33	409	640	57	21	58	9
výsypky-uhlí	46	429	553	58	33	42	9
výsypky-uran	4	63	242	23	nerozlišeny	13	5
kyselé kamenolomy	45	343	638	58	42	54	9
vápencové kamenolomy	41	442	620	59		52	9
bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	44	367	628	57		54	9
rašeliniště	18	176	547	42	24	50	9
celkem	**231**	**856**	**801**	**101**	**75**	**91**	**9**

Tab. **3**. Souhrnné charakteristiky jednotlivých typů těžeben a výsypek.

Uvedeny jsou počty snímků, celkové i průměrné počty druhů vyšších rostlin (dominantní, diagnostické, konstantní) ve snímcích uvnitř těžeben a na výsypkách (DASS) i v okolních biotopech do 1 km. Biotopy vymezeny dle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2010), ČNFD-Česká národní fytocenologická databáze (Chytrý & Rafajová 2003).

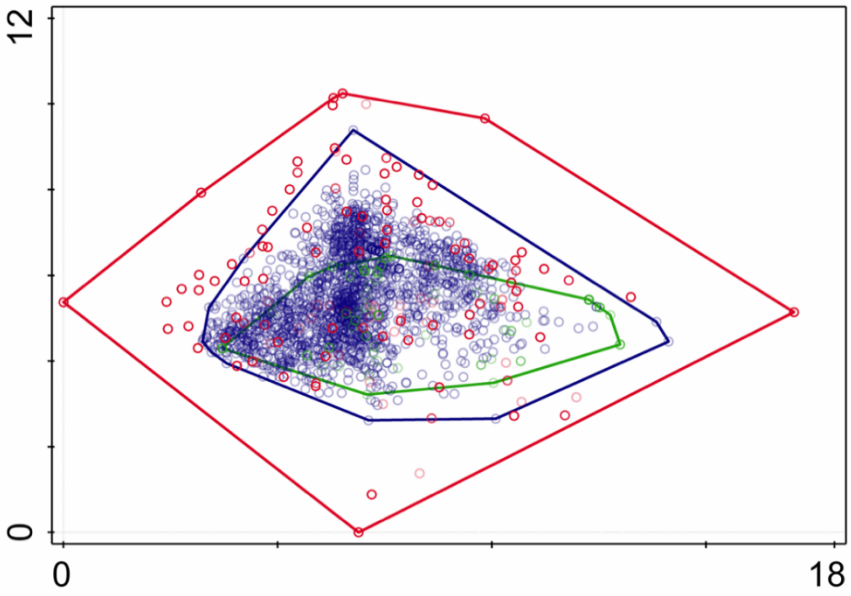
typy těžeben a výsypek	počet						
	snímků (DASS)	biotopů (celkem v okolí)	druhů			druhů/snímek (průměr ± SE)	druhů/ biotop
			DASS	okolí (biotopy)	okolí (ČNFD)	DASS	okolí (biotopy)
pískovny a štěrkopískovny	215	399	409	697	856	18 ± 8	19 ± 12
výsypky-uhlí	515	397	429	611	723	21 ± 13	21 ± 14
výsypky-uran	87	41	63	265	483	3 ± 3	19 ± 11
kyselé kamenolomy	201	639	343	696	842	14 ± 7	22 ± 13
vápencové kamenolomy	180	789	442	679	806	21 ± 8	24 ± 17
bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	359	706	367	685	807	20 ± 6	24 ± 17
rašeliniště	267	363	176	589	702	9 ± 5	16 ± 10

Tab. **4**. Počet společných druhů vyšších rostlin zaznamenaných v jednotlivých typech lokalit a v jejich okolí.

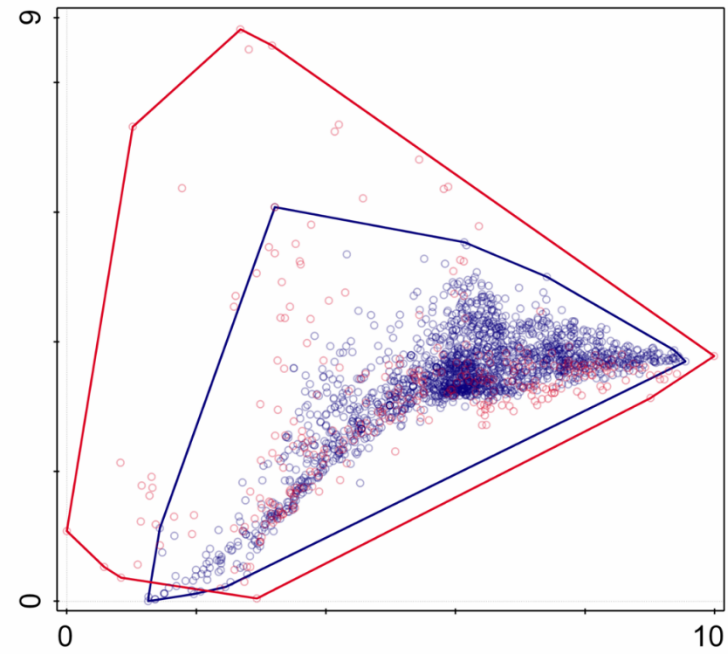
DASS-vegetační snímky uvnitř těžeben z Databáze sukcesních sérií (Prach et al. 2014), ČNFD-vegetační snímky z České národní fytocenologické databáze (Chytrý et al. 2003) odpovídající rostlinným společenstvům v přírodních biotopech na úrovni svazů, SUCCESS – hlavní dominantní druhy predikované expertním systémem (Prach et al. 1999), abs.-celkový počet druhů, rel.-procentuální zastoupení. V programu SUCCESS nebyly zahrnuty uranové výsypky a jednotlivé typy kamenolomů zde nebyly rozlišeny.

typy těžeben a výsypek	společné druhy					
	uvnitř těžeben a na výsypkách		těžebny a výsypky vs. okolí			
	DASS a SUCCESS		DASS a biotopy		DASS a ČNFD	
	abs.	rel. [%]	abs.	rel. [%]	abs.	rel. [%]
pískovny a štěrkopískovny	21	5.1	270	32.3	335	36.0
výsypky-uhlí	32	7.5	251	31.8	308	36.5
výsypky-uran	nerozlišeno	nerozlišeno	23	7.5	39	7.7
kyselé kamenolomy	40	6.4	235	29.2	290	32.4
vápencové kamenolomy			289	34.7	351	39.1
bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy			227	27.5	288	32.5
rašeliniště	24	13.6	131	20.6	157	21.8

a)



b)



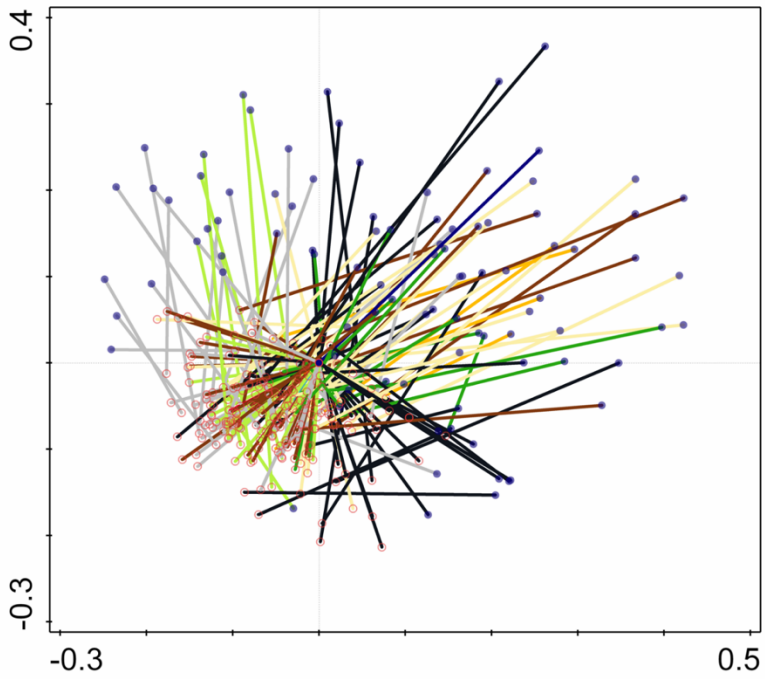
Obr. **1**. DCA (Detrendovaná korespondenční analýza) snímků:

a) uvnitř těžeben a na výsypkách: DASS (modře), biotopy v okolí (červeně), sukcesní stadia-SUCCESS (zeleně).

b) uvnitř těžeben a na výsypkách: DASS (modře), snímky v okolí-ČNFD (červeně).

Obálky vznikly spojením krajních snímků jednotlivých vylišených skupin. Biotopy dle Chytrý et al. (2010), ČNFD-Česká národní fytocenologická databáze (Chytrý & Rafajová 2003), SUCCESS-expertní program (Prach et al. 1999).

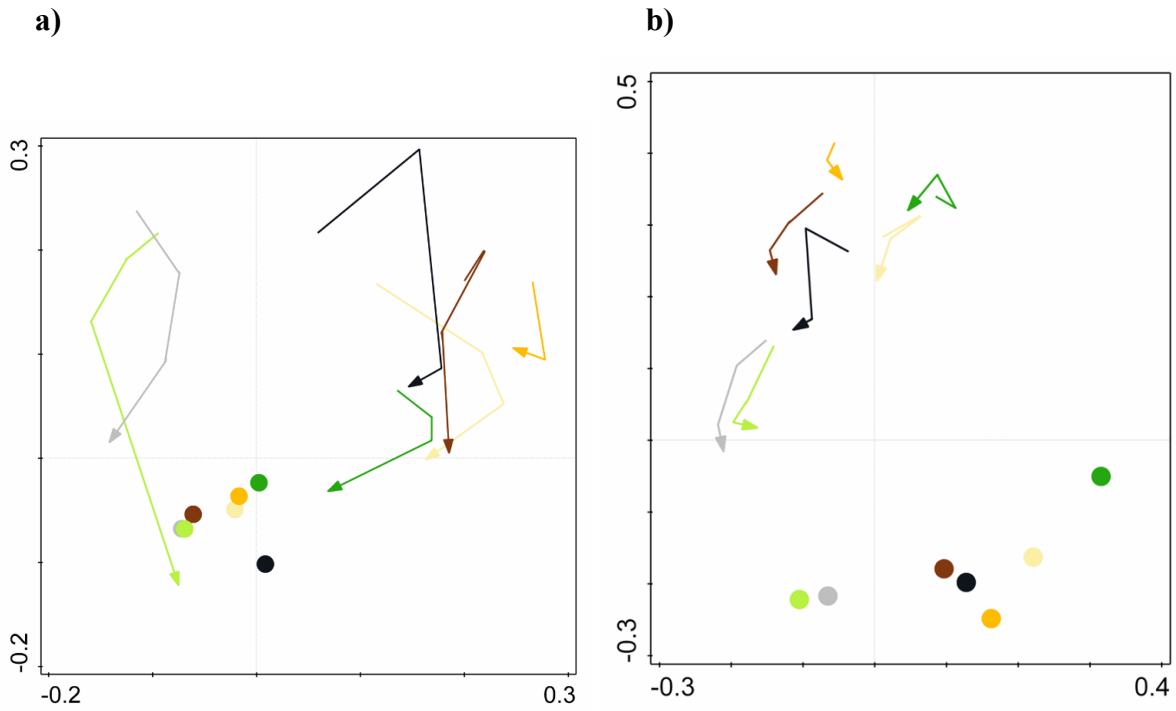
Překryv mezi biotopy zaznamenanými v okolí, snímky pořízenými v těžebnách a na výsypkách (DASS) a sukcesními stadii v programu SUCCESS ukazuje **Obr**. **1a**. Nejširší obálku zde tvoří biotopy nacházející se v okolí lokalit, její podmnožinou jsou pak vegetační snímky pořízené uvnitř těžeben a na výsypkách a do této skupiny je vnořena obálka tvořená sukcesními stadii, jejichž druhové složení předpověděl program SUCCESS. Porovnání mezi vegetačními snímky (DASS) z těžeben a výsypek a snímky z okolních biotopů z ČNFD ukazuje **Obr**. **1b**. Zde je obálka znázorňující vegetační snímky na lokalitách téměř zcela vnořená do obálky, která zahrnuje snímky z okolí lokalit (ČNFD). Je zde také patrná větší variabilita snímků z ČNFD.



Obr. **3**. PCOA (Principal Coordinates Analysis) snímků uvnitř těžeben a na výsypkách (DASS) a biotopů v okolí do vzdálenosti 1 km.
Symboly ukazují centroidy lokalit a centroidy okolí. Čáry spojují jednotlivé lokality a jejich okolí, jednotlivé barvy odpovídají jednotlivým typům těžeben a výsypek.
Symboly: lokality-modře (centroid vegetačních snímků DASS pro jednotlivé lokality), okolí-červeně (centroid biotopů dané lokality do vzdálenosti 1 km).
Barvy čar: oranžová – výsypky po těžbě uranu, černá – výsypky po těžbě uhlí, žlutá – pískovny a štěrkopískovny, tmavě zelená – rašeliniště, světle zelená – vápencové kamenolomy, hnědá – kyselé kamenolomy, šedá – bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy.

Vzdálenost centroidů pro jednotlivé těžebny a výsypky od centroidů jejich okolních biotopů ukazuje **Obr**. **3**. V levé části grafu jsou soustředěny zásadité kamenolomy. Vzdálenosti mezi jednotlivými lokalitami a jejich okolím jsou spíše kratší, jak naznačuje pozice jednotlivých centroidů. Všechny ostatní typy těžeben a výsypek se soustředí spíše do středu a zejména pak do pravé oblasti grafu a také vzdálenost mezi jednotlivými lokalitami a jejich okolím se až na pár výjimek prodlužuje, jak naznačuje délka čar.

Směr průběhu sukcese na jednotlivých těžebnách a na výsypkách je na **Obr 4a, b** zobrazen pomocí šipek. Šipky propojují centroidy jednotlivých sukcesních stadií a zobrazeny jsou také centroidy okolních biotopů (**Obr**. **4a**) i snímků ČNFD pro vegetaci okolí (**Obr**. **4b**).



Obr. 4. PCOA (Principal Coordinates Analysis) snímků na lokalit a v okolí reprezentovaném

a) biotopy (přírodní i nepřírodní)

b) snímky (ČNFD).

Šipky spojují centroidy jednotlivých sukcesních stádií ve směru od nejmladšího po nejstarší. Body znázorňují centroidy biotopů (přírodní i nepřírodní), nacházející se do 1 km od okraje lokality, respektive snímků z ČNFD.

Sukcesní stádia: mladá (1-10 let), střední (11-20 let), pozdní (21-40 let), stará (nad 40 let), biotopy dle barvy šipek a symbolů odpovídají jednotlivým typům těžeben a výsypek.

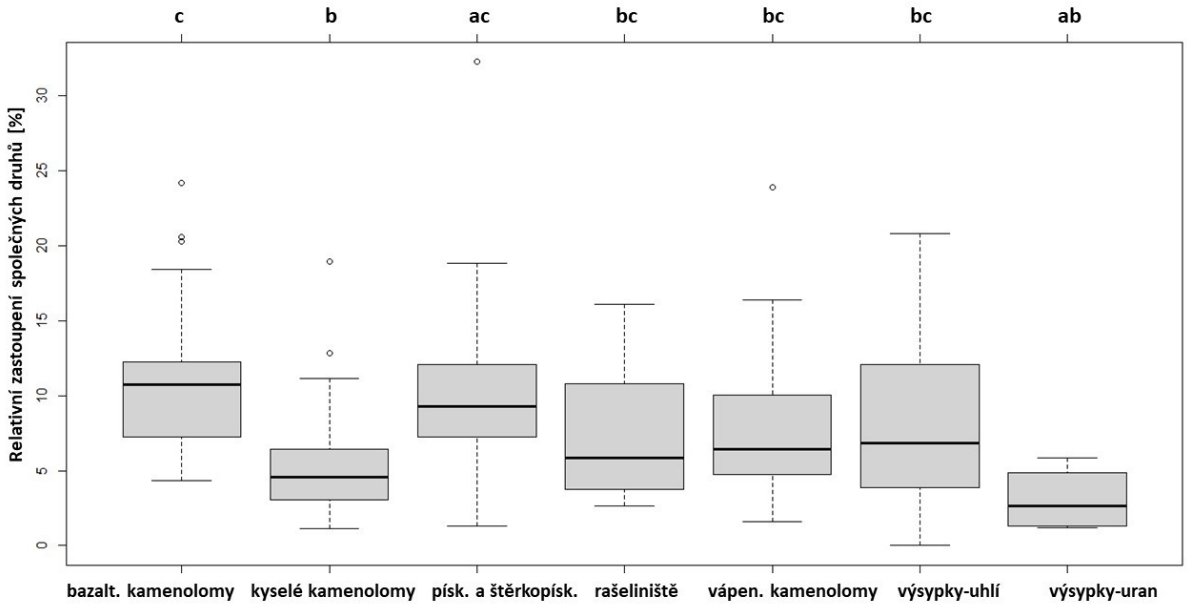
Barvy bodů a šipek: oranžová – výsypky po těžbě uranu, černá – výsypky po těžbě uhlí, žlutá – pískovny a štěrkopískovny, tmavě zelená – rašeliniště, světle zelená – vápencové kamenolomy, hnědá – kyselé kamenolomy, šedá – bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy.

Stejným způsobem provedená dílčí analýza PCOA, do které byly zahrnuty pouze přírodní biotopy, ukázala podobné výsledky (**Příloha 4**).

Jednotlivé typy těžeben a výsypek jsou na **Obr. 4b** rozmístěny podobně jako na **Obr. 3.**, tedy zásadité kamenolomy jsou soustředěny do levé části. Ostatní typy těžeben a výsypek jsou rozmístěny do pravé části grafu. Nejblíže jsou svému okolí, dle druhové skladby, nejstarší

sukcesní stádia (>40 let). Tento jev platí pro všechny typy lokalit. Obecně jsou nejdále od cetroidu okolí mladá a střední stádia sukcese napříč všemi typy lokalit.

Vzdálenosti mezi vegetačními snímky z okolí (ČNFD) a sukcesními stadii těžeben a výsypek (DASS) ukazuje **Obr**. **4b**. Na tomto obrázku jsou zásadité kamenolomy také soustředěny do levé části, ostatní těžebny a výsypky jsou posunuty spíše do středu a doleva. I zde jsou okolí nejblíže nejstarší sukcesní stádia (>40 let). Výjimku představují rašeliniště, u kterých se centroidu okolí nejvíce přibližují střední stádia sukcese. Nejvzdálenější od okolí jsou centroidy mladých a středních sukcesních stádií. Statistické výsledky porovnání druhové podobnosti v rámci jednotlivých lokalit samostatně ukazuje **Obr**. **5**.



Obr. **5**. Realtivní zastoupení společných druhů ve snímcích v těžebnách a na výsypkách (DASS) a jejich okolí, definovaném snímky z ČNFD.
Boxy zobrazují 25% a 75% kvantily a úsečky maximální a minimální neodlehlé (*non-outliers*) rozsahy hodnot. Silnou černou čarou je zobrazen medián hodnot. Pomocí malých písmen (a, b, c) jsou zobrazeny výsledky neparametrického mnohonásobného porovnání mezi jednotlivými typy lokalit.

Relativní zastoupení společných druhů se průkazně lišilo v závislosti na typu těžebny (χ^2 = 44,9, df = 6, p=***). Neparametrické mnohonásobné porovnání prokázalo rozdíly v počtech společných druhů v bazaltových a kyselých kamenolomech, mezi pískovnami a štěrkopískovnami a kyselými kamenolomy a mezi výsypkami po těžbě uranu a bazaltovými

kamenolomy. Nejvyšší podíl společných druhů byl zaznamenán v bazaltových kamenolomech a nejnižší počet na výsypkách po těžbě uranu. V **Příloze 5** jsou uvedeny jednotlivé lokality s doplňujícími informacemi o typu těžebny a o zastoupení druhů (DASS/ČNFD/celkem/společně).

5 DISKUSE

Výsledky této práce ukazují, že druhové složení okolní vegetace ovlivňuje sukcesní vývoj uvnitř těžen i na výsypkách (Tischew & Kirmer 2007, Trnková 2008, Trnková et al. 2010, Prach et al. 2014, Slaba 2018). Nejen samotná přítomnost těchto biotopů, ale také lokální stanovištní faktory, zejména pH a vlhkost stanoviště (Prach et al. 2013), a také krajinné faktory, např. makroklima nebo krajinný povrch, hrají důležitou roli při kolonizaci těžeben a výsypek novými druhy z okolí (Řehounková & Prach 2006, Vítovcová et al. 2020).

Výsledky práce naznačují, že zásadité kamenolomy se postupně s narůstajícím časem od ukončení těžby přibližují druhovým složením svému okolí, což dokazují i další práce zabývající se spontánní obnovou na těžbou narušených lokalitách, např. Prach et al. (2016) nebo Kirmer et al. (2008). Vápencové kamenolomy v Českém krasu i bazaltové, znělcové a trachytové kamenolomy v Českém středohoří patřily, z hlediska rychlosti samovolné obnovy a kolonizace druhů z bezprostředního okolí, k nejúspěšnějším antropogenně narušeným stanovištím. Rychlou obnovu pomocí spontánní sukcese doložili Novák & Prach (2003) a Bartošová (2014). U ostatních lokalit jsou vzdálenosti nejstarších sukcesních stádií (>40 let) od okolí výrazně větší. Jistý trend ve směru průběhu sukcese směrem ke svému okolí je pozorovatelný u většiny těžeben a výsypek. Výjimku představují kyselé kamenolomy. Důvodem by mohla být velká diverzita biotopů v okolí, včetně drobných fragmentů nelesních biotopů, které ji ještě značně zvětšují. Šance těchto druhů proniknout do opuštěného kamenolomu je ale nepatrná, protože většina kyselých kamenolomů je obklopena zapojeným lesem (Trnková et al. 2010). Jednoznačně největší odlišnost od okolí byla zaznamenána u příbramských výsypek po těžbě uranu. Na lokalitách tohoto typu může i desítky let starý vegetační kryt odpovídat výrazně mladším sukcesním stádiím z jiných typů těžeben a výsypek. Obecně je sukcese na uranových výsypkách v porovnání s ostatními těžebnami a výsypkami velice zpomalená a druhově chudá, což je dáno zejména extremitou substrátu a příkrými svahy (Vejvodová 2020).

Podobnost s okolím byla vždy o něco větší, pokud bylo druhové složení v okolí definováno pomocí vegetačních snímků z ČNFD, které reprezentovaly jednotlivé svazy. Snímky z ČNFD odpovídaly sledovaným lokalitám jen rozsahem nadmořských výšek, ale vzhledem k rozsáhlému objemu dat nebylo možné vybrat ke každé lokalitě geograficky nejbližší snímky (Chytrý & Rafajová 2003). To mohlo do jisté míry ovlivnit míru překryvu společných druhů mezi lokalitou a jejím okolím. Snímky okolí nemusely dostatečně reprezentativně zachytit reálné druhové složení, např. mohly být zahrnuty i druhy, které

jsou typické jen pro určitou oblast, ačkoliv se zde daný typ těžebny nevyskytoval. Existuje tedy možnost, že podobnost s okolím by mohla být při přesnějším výběru vyšší, což se ale nepovedlo v této práci ověřit. Do porovnání společných druhů s okolím charakterizovaným pomocí snímků ČNFD nebyly zahrnuty snímky vegetace pro nepřírodní biotopy, protože přiřazení ke konkrétním vegetačním jednotkám (Chytrý et al. 2010) nebylo možné. Vzhledem k tomu, že rozložení dat při zahrnutí všech biotopů a pak jen přírodních biotopů bylo obdobné, lze předpokládat podobné závěry i v případě použití snímků ČNFD.

Obálky snímků ze sledovaných lokalit tvoří podmnožinu v rámci obálky zobrazující biotopy v jejich okolí a ukazují, že se během spontánní sukcese určitá část druhů z okolí úspěšně uplatňuje na nově vytvořených stanovištích (Koutecká & Koutecký 2006, Konvalinková & Prach 2014, Řehounková & Řehounek 2015). Umístění obálky sukcesních stádií definovaných v programu SUCCESS do centra obálky se snímky pořízenými přímo na lokalitách potvrzuje správné vymezení hlavních dominantních druhů v programu SUCCESS. Predikce tohoto expertního programu byla během jeho vytváření ověřena na menším souboru snímků (Prach & Pyšek 1999) a výběr druhů byl také u některých typů těžeben a výsypek korigován jen zkušenostmi z terénu. Tento program má však své limity, a to zejména tehdy, pokud jde o predikci druhové skladby na extrémnějších stanovištích, např. výsypek po těžbě uranu nebo v kamenolomech, kde je třeba pro přesnější predikci druhové skladby zohlednit vliv substrátu. Toto jemnější členění program SUCCESS neumožňuje, ačkoliv se průběh sukcese např. v kyselých (Trnková et al. 2010) a zásaditých kamenolomech (Novák & Prach 2003) značně odlišuje. Obálky znázorňující překryv snímků z lokalit (DASS) a okolí (ČNFD) jen potvrzuje, že okolí těžeben a výsypek slouží jako zásobník druhů, odkud část druhů proniká na antropogenně narušená stanoviště (Řehounková & Prach 2010).

Nejvyšší procentuální zastoupení společných druhů vyskytujících se jak na daném typu lokality, tak v okolí bylo zaznamenáno v souboru dat z vápencových kamenolomů. Jednalo se o více než třetinu druhů (téměř 35% u biotopů a 39% u snímků ČNFD), u výsypek po těžbě uhlí, pískoven a štěrkopískoven šlo o velmi podobné hodnoty pohybující se mezi 32-37%. Nejmenší shoda pak byla nalezena u uranových výsypek, kde společné druhy netvořily ani desetinu (necelých 8% jak pro biotopy, tak pro ČNFD), pravděpodobně z důvodu extremity stanoviště (Vejvodová 2020). Obecně lze konstatovat, že s výjimkou uranových výsypek pronikla na daný typ lokality vždy nejméně jedna třetina z celkového počtu zaznamenaných druhů v okolí.

V rámci jednotlivých typů lokalit dosahovaly nejvyššího průměrného zastoupení společných druhů bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy (průměrně 11% druhů na lom) následovaly je pískovny a štěrkopískoveny (průměrně 9% druhů na lom). Na rozdíl od jiných typů těžeben je soubor dat z pískoven a štěrkopískoven rozsáhlý a poměrně rovnoměrně rozmístěný v rámci České republiky (Řehounková a Prach 2008). Náhodný výběr snímků z ČNFD může tedy představovat poměrně reprezentativní soubor dat charakterizující jejich okolí. Naopak o polovinu nižší shoda, necelých 5%, byla zaznamenána u uranových výsypek a také v kyselých kamenolomech. To je v rozporu s výsledky studie Trnkové et al. (2010) z kyselých kamenolomů, kdy míra podobnosti druhového složení v jednotlivých kamenolomech a jejich okolí dosahovala okolo 97%. V její práci bylo však okolí vymezeno jen do vzdálenosti 100 m od těžebny a soupis druhů byl pořizován přímo v terénu. Okolí kyselých kamenolomů je z hlediska složení biotopů velmi pestré, podobně jako okolí zásaditých kamenolomů v Českém středohoří, kdy se v okolí těchto lokalit nacházejí například různé drobné fragmenty nelesní vegetace (velmi často až na okraji vymezení hranice). S postupujícím časem od opuštění těžebny a s probíhajícím sukcesním vývojem se však šance pro specializované nelesní druhy osídlit danou těžebnu snižuje. Řehounková & Prach (2010) spočítali, že pravděpodobnost kolonizovat těžebnu klesá po 20 letech od opuštění stanoviště na 30%, a po 40 letech na pouhých 15%. Kamenolom může být tedy poměrně rychle zarostlý a zapojený natolik, že už neposkytuje příznivé podmínky pro nelesní druhy (Beneš et al. 2003, Tichý 2006).

Výsledky tedy naznačují, že nejlépe by šlo zkoumanou metodu využít na lokalitách, které mají poměrně pestré a zachovalé okolí a nejsou bezprostředně obklopeny souvislým lesním porostem. Právě bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy v Českém středohoří jsou lokalizovány na jednotlivé kopce, se značným zastoupením bezlesí a s řadou vzácných stepních biotopů v bezprostřední blízkosti lomu. Z těchto biotopů se pak mohou druhy do kamenolomů úspěšně šířit, ale jen do určitě vzdálenosti od okraje těžebny. Práce Konvalinkové (2010), Trnkové et al. (2010) nebo Řehounkové et al. (2016) stanovily tuto hranici pro nelesní druhy na 100 m. Novák & Konvička (2006) uvádějí 30 m a Slaba (2018) jen zhruba 20 m. V této práci však bylo okolí vymezeno vzdáleností do 1 km, a to z toho důvodu, že detailnější vymezení okolí (např. vzdálenost 100 m) by u některých typů těžeben a výsypek bylo na mapových podkladech velmi obtížné.

Naproti tomu vápencové kamenolomy, soustředěné zejména do Českého krasu, jsou většinou obklopené lesními nebo keřovými biotopy, např. lom Malá Amerika (Zahradka 2019). I zde se v okolí kamenolomů vyskytují fragmenty stepních biotopů, lesní

porosty však pravděpodobně znesnadňují těmto druhům kamenolomy kolonizovat (Sádlo 1983, Prach et al. 1999, Karešová 2007, Bartošová 2014, Prach et al. 2015b). Druhová podobnost vůči okolí je pak nižší.

Do budoucna by bylo zajímavé zjistit, jak se mění podobnost mezi druhovým složením těžeben a výsypek a jejich okolím definovaném pomocí snímků z ČNFD s časem od ukončení těžby.

6 ZÁVĚR

Cílem této práce bylo prozkoumat, nakolik se druhové složení zachycené reálnými vegetačními snímky uvnitř těžeben a na výsypkách blíží druhové skladbě okolních biotopů. Práce je zaměřena zejména na společné druhy, konkrétně na jejich relativní zastoupení.

Výsledky této práce podporují závěry současných studií, které zdůrazňují význam zachovalých biotopů v okolí antropogenně narušených lokalit, zejména pokud je k obnově těchto lokalit využívána spontánní sukcese. Možnosti předpovědi druhového složení pro jednotlivé typy lokalit byly zkoumány pomocí čtyř různých zdrojů-expertního programu SUCCESS, vegetačních snímků DASS, biotopového mapování a vegetačních snímků z České národní fytocenologické databáze.

Expertní program SUCCESS vymezuje jen hlavní dominantní druhy u některých typů těžeben a výsypek. U úzce definovaných lokalit, např. rašelinišť, je shoda procentuálního zastoupení společných druhů mezi snímky pořízenými v těžebně (DASS) a druhovým složením predikovaným SUCCESS nejvyšší (14%).

Predikce druhového složení těžeben a výsypek založená jen na základě znalosti jejich okolní krajiny je poměrně omezená. Pokud bylo zastoupení společných druhů posuzováno souhrnně pro celý soubor dat daného typu těžeben či výsypek, shoda s druhovým složením okolí dosahovala přibližně 20-40% podle typu lokality (největší ve vápencových kamenolomech). Průměrné zastoupení společných druhů bylo ale výrazně nižší a pohybovalo se mezi 5-10% pro daný typ těžebny či výsypky (nejvíce v bazaltových, trachytových a znělcových kamenolomech).

Výsledky naznačují, že metoda posuzovaná v této práci by mohla být úspěšně využita především na lokalitách, které mají poměrně pestré a zachovalé okolí bez souvislého lesního porostu. Tyto podmínky splňují zejména bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy v Českém středohoří.

Hlavním limitem této metody, která využívá mapových podkladů pro vymezení jednotlivých typů biotopů v okolí, je zřejmě příliš široce vymezené okolí (až 1 km). Úžeji vymezené okolí, tedy kratší vzdálenost od okraje těžebny, by pravděpodobně vedlo ke zvýšení přesnosti předpovědi. Řada typů těžeben a výsypek nemá však natolik ostře vymezené hranice, aby bylo možné v mapách přesně vymezit bezprostřední okolí do 100 m. Vhodné by také bylo přesněji vybrat odpovídající typy vegetačních snímků z ČNFD, aby přesněji reprezentovaly typ okolí dané lokality.

7 LITERATURA

Alday, J. G., Marrs, R. H. & Martinez-Ruiz, C. 2011. Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and enviromental factors. Applied Vegetation Science 14, 84-94.

AOPK ČR 2013. Konsolidovaná vrstva ekosystémů [elektronická geografická data]. Verze 2013. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

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.

Bartošová, A. 2014. Dlouhodobé změny vegetace ve vápencových lomech Českého krasu. Mgr. práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 44 pp.

Bastian, O. 1996. Biotope mapping and evaluation as a base of nature conservation and landscape planning. Ecology (Bratislava) 15, 5-17.

Bazzaz, F. A., 1996. Plants in Changing Environments. Linking Physiological, Population, and Community Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 320 pp.

Beneš J., Kepka P., Konvička M. 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. Conservation Biology 17, 1058-1069.

Bogusch, P., Macek, J., Janšta, P., Kubík, Š., Řezáč, M., Holý, K., Malenovský, I., Baňař, P., Mikát, M., Astapenková, A. & Heneberg, P. 2016. Industrial and post-industrial habitats serve as critical refugia for pioneer species of newly identified arthropod assemblages associated with reed galls. Biodiversity and Conservation 25, 827-863.

Borgegård, S. 1990. Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. Journal of Vegetation Science 1, 675-682.

Bruelheide, H., Jansen, F., Jandt, U., Bernhardt-Römermann, M., Bonn, A., Bowler, D., Dengler, J., Eichenberg, D., Grescho, V., Harter, D., Jugelt, M., Kellner, S., Ludwig, M., Wesche, K., & Lütt, S. 2020. Using incomplete floristic monitoring data from habitat mapping programmes to detect species trends. Diversity and Distributions 26, 782-794.

Březina, S. 1999. Šíření a omezování třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos Roth*.) se zřetelem na její oddenkový systém. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Biologická fakulta, katedra botaniky, České Budějovice, 38 pp.

Česká geologická služba. 2019. Geologický informační portál, Praha. Dostupné z http://geology.cz. Citováno v říjnu 2020.

Esri Inc. 2014. ArcGIS, ArcMap version 10.2.2.3552 (http://desktop.arcgis.com/en).

Fekete, R., Bódis, J., Fülöp, B., Süveges, K., Urgyán, R., Malkócs, T., Vincze, O., Silva, L., & Molnár V., A. 2020. Roadsides provide refuge for orchids: characteristic of the surrounding landscape. Ecology and Evolution, 1–12.

Fridley, J.D., Wright, J.P., 2012. Drivers of secondary succession rates across temperate latitudes of the Eastern USA: climate, soils, and species pools. Oecologia 168, 1069-1077.

Gao, T., Qiu, L., Hammer, M., & Gunnarsson, A. 2012. The importance of temporal and spatial vegetation structure information in biotope mapping schemes: A case study in Helsingborg, Sweden. Environmental Management 49, 459–472.

Gilcher, S., & U. Tränkle. 2005. Steinbrüche und Gruben Bayerns und ihre Bedeutung für den Arten und Biotopschutz. Herausgegeben vom Bayer. Industrieverband Steine und Erden e. V. in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen LfU. Augsburg, 199 pp.

Grulich, V. 2017. Červený seznam cévnatých rostlin ČR. Příroda 35: 75-132. In: Grulich, V. & Chobot, K [eds.] Red List of threatened species of The Czech Republic. Vascular plants. Příroda, Praha. 35. Nature Conservation Agency of the Czech Republic, Prague, Czech Republic

Gürkan, A. 2016. Biotope mapping in an urban environment for sustainable urban development – A case study in southern part of Turkey. Applied Ecology and Environmental Research 14, 493–504.

Guth, J. & Hošek, M., 2002. Dva z českých (ob-)rysů evropské soustavy Natura 2000. Ochrana přírody 57, 217.

Guth, J. 2002. Metodiky mapování biotopů soustavy Natura 2000 a Smaragd. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR), Praha, 38 pp.

Harabiš, F., Tichánek, F. & Tropek, R. 2013. Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. Ecological Engineering 55, 51-61.

Härtel, H., Lončáková, J. & Hošek, M. [eds.] 2009. Mapování biotopů v České republice: východiska, výsledky, perspektivy, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR), Praha, 125 pp.

Heneberg, P. & Řezáč, M. 2014. Dry sandpits and gravel–sandpits serve as key refuges for endangered epigeic spiders (*Araneae*) and harvestmen (*Opiliones*) of Central European steppes aeolian sands. Ecological Engineering 73, 659-670.

Chytrý M. & Rafajová M. 2003: Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. Preslia 75, 1–15.

Chytrý M. 2017. Current vegetation of the Czech Republic. In: Chytrý M., Danihelka J., Kaplan Z. & Pyšek P. [eds.], Flora and vegetation of the Czech Republic. Springer, Cham, 229-337.

Chytrý, M. [ed.] 2009. Vegetace České republiky. 2., Ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace. Academia, Praha, 524 pp.

Chytrý, M. [ed.] 2013. Vegetace České republiky. 4., Lesní a křovinná vegetace. Academia, Praha 551 pp.

Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V. & Lustyk, P. 2010. Katalog biotopů České republiky, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR), Academia, Praha, 447 pp.

Jakob, S., Tischew, S. & Mahn, EG. 1996. The importance of *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth in the sandy dry grasslands in the open-mine „Goitsche“. Verhandlungen der Gesellschaft für Okologie 26, 797-805.

Jalkanen, J., Vierikko, K., & Moilanen, A. 2020. Spatial prioritization for urban Biodiversity Quality using biotope maps and expert opinion. Urban Forestry and Urban Greening 49, 1-11.

Kališová, O. 2017. Těžba uranu v České republice. tzbinfo. Dostupné online: https://energetika.tzb-info.cz/elektroenergetika/15439-tezba-uranu-v-ceske-republice. Citováno v říjnu 2020.

Kalusová, V., Čeplová, N., & Lososová, Z. 2017. Which traits influence the frequency of plant species occurrence in urban habitat types? Urban Ecosystems 20, 65–75.

Karešová, P. 2007. Spontánní sukcese vegetace v opuštěných lomech v Českém krasu, porovnání výskytu druhů v lomech a okolí. Bc. práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, České Budějovice, 67 pp.

Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W. A., Von Lampe, M., Baasch, A., & Van Groenendael, J. M. 2008. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: Predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. Journal of Applied Ecology 45, 1523–1530.

Kompała-Bąba, A., Bierza, W., Błońska, A., Sierka, E., Magurno, F., Chmura, D., Besenyei, L., Radosz, Ł., & Woźniak, G. 2019. Vegetation diversity on coal mine spoil heaps – how important is the texture of the soil substrate? Biologia 74, 419–436.

Konvalinková, P. & Prach, K. 2014. Enviromental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: A multi-site analysis. Ecological Engineering 69, 38-45.

Konvalinková, P. 2010. Spontaneous vegetation succession in mined peatlands. PhD. Thesis [in English], Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, Czech Republic, 97 pp.

Koutecká V., Koutecký P. 2006. Sukcese na antropogenních stanovištích hornické krajiny Ostravsko-karvinského revíru. Zprávy Čes. Bot. Společ. 41, 117-124.

Krahulec, F., Lepš, J. & Rauch, O., 1984. Vegetation of the Rozkos reservoir near Ceska-Skalice. Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 19, 227-255.

Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Kühn, I., Láníková, D., Otýpková, Z., & Řehořek, V. 2012. Native and alien floras in urban

habitats: A comparison across 32 cities of central Europe. Global Ecology and Biogeography 21, 545–555.

Mansuroglu, S., Ortacesme, V., & Karaguzel, O. 2006. Biotope mapping in an urban environment and its implications for urban management in Turkey. Journal of Environmental Management 81, 175–187.

Meier, E. S., Indermaur, A., Ginzler, C., & Psomas, A. 2020. An effective way to map land-use intensity with a high spatial resolution based on habitat type and environmental data. Remote Sensing 12, 1–21.

Novák J. & Prach K. 2003. Vegetation succession in basalt quarries: pattern over a landscape scale. Applied Vegetation Science 6, 111-116.

Novák, J. & Konvička, M. 2006. Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. Ecological Engineering 933, 10.

Novák, J., & Prach, K. 2010. Artificial sowing of endangered dry grassland species into disused basalt quarries. Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 205, 179–183.

Pitz, C., Piqueray, J., Monty, A., & Mahy, G. 2018. Naturally recruited herbaceous vegetation in abandoned Belgian limestone quarries: towards habitats of conservation interest analogues? Folia Geobotanica 53, 147–158.

Poulin, M., Rochefort, L. & Desrochers, A. 1999. Conservation of bog plant species assemblages: Assessing the role of natural remnants in mined sites. Applied Vegetation Science 2, 169-180.

Prach K., Pyšek P., Sádlo J. 1999. Výzkum sukcesních pochodů vopuštěných tĕţebnách hornin, zejména vápenců a čedičů, ve zvláště chráněných územích a na opuštěných zemědělsky vyutžívaných plochách. Ms. (Závěrečná zpráva projektu VaV/610/4/97, depon. in: aut.).

Prach K., Tichý L., Vítovcová K. & Řehounková K. 2017. Participation of the Czech flora in succession at disturbed sites: quantifying a species' colonization ability. Preslia 89, 87-100.

Prach, K. & Hobbs, R. 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. Restoration Ecology 3, 363-366.

Prach, K., & Pyšek, P. 1999. How do species dominating in succession differ from others? Journal of Vegetation Science 10, 383–392.

Prach, K., Fajmon, K., Jongepierová, I. & Řehounková, K. 2015a. Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. Applied Vegetation Science 18, 181-189.

Prach, K., Karešová, P., Jírová, A., Dvořáková, H., Konvalinková, P. & Řehounková, K. 2015b. Do not neglect surroundings in restoration of disturbed sites: Surroundings in restoration of disturbed sites. Restoration Ecology 3, 310-314.

Prach, K., Lencová, K., Řehounková, 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., & Šmilauer, P. 1999. Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system. Restoration Ecology 7, 15–23.

Prach, K., Řehounková, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Študent, V., Vaněček, Z., Tichý, L., Petřík, P., Šmilauer, P. & Pyšek, P. 2014. Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. Applied Vegetation Science 17, 193-200.

Prach, K., Řehounková, K., Řehounek, J. & Konvalinková, P. 2011. Ecological restoration of Central European Mining Sites: A Summary of a Multi-site Analysis. Landscape Research 2, 263-268.

Prach, K., Tichý, L., Lencová, K., Adámek, M., Koutecký, T., Sádlo, J., Bartošová, A., Novák, J., Kovář, P., Jírová, A., Šmilauer, P., & Řehounková, K. 2016. Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. Journal of Vegetation Science 27, 515–523.

Prošková, M. 2017. Uchycení vybraných pozdně sukcesních a nepůvodních druhů dřevin na lesnicky rekultivovaných a spontánních posttěžebních stanovištích. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 65 pp.

Prošková, M. 2019. Uplatnění nepůvodních dřevin na narušených stanovištích: vliv stanovištních a krajinných faktorů. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 56 pp.

Pruchniewicz, D., & Zolnierz, L. 2017. Relationship between litter produced by *Calamagrostis epigejos* and seedling recruitment of mesic meadow species in mountain conditions. Community Ecology 18, 149–156.

Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek, J., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K., & Tichý, L. 2012. Nepůvodní flóra České republiky: aktualizace seznamu druhů, taxonomická diverzita a průběh invazí. Preslia 84, 155–255.

Qiu, L., Gao, T., Gunnarsson, A., Hammer, M., & von Bothmer, R. 2010. A methodological study of biotope mapping in nature conservation. Urban Forestry and Urban Greening 9, 161–166.

R Core Team 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: https://www.R-project.org/.

Rahmonov, O. 2007. Relations between vegetation and soil in initial phase of succession in sandy areas. Slezská univerzita Katowice, 198 pp.

Rahmonov, O., Krzysztofik, R., Środek, D. & Smolarek-Lach, J. 2020. Vegetation and Enviromental Changes on Non-Reclaimed Spoil Heaps in Southern Poland. MDPI Biology 9, 164.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants−concepts and definitions. Divers Distrib. 6, 93–107.

Růžička, M. 1993. Biotopes mapping, base for research of biodiversity. Ecology (Bratislava) 12, 325-328.

Řehounek, J., Řehounková, K., Tropek, R. & Prach, K. [eds.] 2015. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Druhé, přepracované a doplněné vydání. České Budějovice, Calla, 216 pp.

Řehounková 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.

Řehounková K., Lencová K. & Prach K. 2018. Spontaneous establishment of woodland during succession in variety of central European disturbed sites. Ecological Engineering 111, 94-99.

Řehounková K., Vítovcová K. & Prach K. 2020. Threatened vascular plant species in spontaneously revegetated post-mining sites. Restoration Ecology 28, 679-686.

Řehounková, 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.

Řehounková, K. & Řehounek, J. 2015. Pískovny a štěrkopískovny. In Řehounek, J., Řehounková, K., Tropek, R. & Prach, K. [eds.] 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Druhé, přepracované a doplněné vydání. České Budějovice, Calla, 216 pp.

Řehounková, K., & Prach, K. 2010. Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. Basic and Applied Ecology 11, 45–53.

Sádlo J. 1983: Vegetace vápencových lomů Českého krasu. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 198 p.

Slaba, M. 2018. Využití mapování biotopů pro stanovení ochranářského potenciálu těžeben: vegetační pohled. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 75 pp.

Sukopp, H., & Weiler, S. 1988. Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany. Landscape and Urban Planning 15, 39–58.

Šebelíková L., Csicsek G., Kirmer A., Vítovcová K., Ortmann-Ajkai A., Prach K. & Řehounková K. 2019. Spontaneous revegetation versus forestry reclamation - vegetation development in coal mining spoil heaps across Central Europe. Land Degradation and Development 30, 348-356.

ter Braak, CJF. & Šmilauer, P. 2012. CANOCO reference manual and users guide software for ordination (Version 5.0). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

Těžební unie 2010. Těžební unie s. r. o. Brno, Česká republika. Dostupné z http://tezebni-unie.cz. Citováno v říjnu 2020.

Tichý L. 2006. Diverzita vápencových lomů a moţnosti jejich rekultivace s vyuţitím přirozené sukcese na příkladu Růţenina lomu. Zprávy České botanické společnosti 41, 89-103.

Tischew, S. & Kirmer, A. 2007. Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: A multi-site analysis. Restoration Ecology 2, 321-325.

Trnková R. 2008. Faktory ovlivňující průběh sukcese vegetace v opuštěných kamenolomech v oblasti Českomoravské vrchoviny. Mgr. práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká (biologická) fakulta, katedra botaniky, České Budějovice, 40 pp.

Trnková, R., Řehounková, K. & Prach, K. 2010. Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic: Succession in quarries. Preslia 82, 333-343.

Tropek, R., Tichý, L., Prach, K. & Řehounek, J. 2015. Kamenolomy. In Řehounek, J., Řehounková, K., Tropek, R. & Prach, K. [eds.] 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovina průmyslovými deponiemi. Druhé, přepracované a doplněné vydání. České Budějovice, Calla, 216 pp.

Vejvodová, K., 2020. Dlouhodobé sukcesní změny vegetace na výspkách po těžbě uranu. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 145 pp.

Velichová, V. 2005. Sukcese vegetace na výsypkách v oblasti Sokolovské hnědouhelné pánve. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky, České Budějovice, 29 pp.

Viciani, D., Dell'Olmo, L., Ferretti, G., Lazzaro, L., Lastrucci, L., & Foggi, B. 2016. Detailed Natura 2000 and CORINE Biotopes habitat maps of the island of Elba (Tuscan Archipelago, Italy). Journal of Maps 12, 492–502.

Vítovcová K., Tichý L., Řehounková K. & Prach K. 2020. Which landscape and abiotic site factors influence vegetation succession across seres at a country scale? Journal of Vegetation Science, DOI: 10.1111/jvs.12950.

Walker, L. F. 2012. The biology of disturbed habitats. Oxford University Press, New York, 336 pp.

Yilmaz, B., Gülez, S., & Kaya, L. G. 2010. Mapping of biotopes in urban areas: A case study of the city of bartın and its environs, Turkey. Scientific Research and Essays 5, 352–365.

Zahradka A. 2019: Kolonizace opuštěných lomů v Českém krasu vybranými cílovými druhy rostlin z okolí. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 32 pp.

8 PŘÍLOHY

Příloha 1

Tab. **1**. Typy biotopů v okolí sledovaných těžeben a jejich dostupné odpovídající rostlinné svazy dle České národní fytocenologické databáze.

KAA - *Salicetum triandrae*, KAC – *Salicion albae*, KBB - *Berberidion vulgaris*, KBC - *Salicetum capreae*, LAA - *Alnion glutinosae*, LAB - *Salicion cinereae*, LBD - *Sorbo-Fagion Sylvaticae*, LBF - *Tilio platyphylli-Acerion*, LCB - *Aceri tatarici-Quercion*, LCC - *Quercion petraeae*, LFD – *Vaccinio uliginosi-Pinion sylvestris*, MAA - *Eleocharition ovatae*, MAB – *Radiolion linoidis*, MBA - *Bidention tripartitae*, MBB – *Chenopodion rubri*, MCA - *Phragmition australis*, MCB - *Meliloto dentati-Bolboschoenion maritimi*, MCC - *Eleocharito palustris-Sagittarion sagittifoliae*, MCD - *Phalaridion arundinaceae*, MCE - *Glycerio-Sparganion*, MCF - *Carici-Rumicion hydrolapathi*, MCG - *Magno-Caricion elatae*, MCH – *Magno-Caricion gracilis*, RAA - *Caricion remotae*, RAB - *Lycopodo europaei-Cratoneurion commutati*, RAC - *Epilobio nutantis-Montion fontanae*, RBA - *Caricion davallianae*, RBB - *Sphagno warnstorfii-Tomentypnion nitentis*, RBC – *Caricion canescenti-nigrae*, RBD - *Sphagno-Caricion canescentis*, RBE - *Sphagnion cuspidati*, RCB - *Oxycocco palustris-Ericion tetralicis*, RCC - *Oxycocco microcarpi-Empetrion hermaphroditi*, SAA – *Cystopteridion*, SAB - *Asplenion cuneifolii*, SAC - *Asplenion septentrionalis*, SCA - *Stipion calamagrostis*, SCB – *Galeopsion*, TCA - *Puccinellion limosae*, TDA - *Arrhenatherion elatioris*, TDB - *Polygono bistortae-Trisetion flavescentis*, TDC - *Cynosurion cristati*, TDD - *Molinion caeruleae*, TDE - *Deschampsion cespitosae*, TDF - *Calthion palustris*, TEC - *Violion caninae*, TEE - *Euphorbio cyparissiae-Callunion vulgaris*, TEF - *Genisto pilosae-Vaccinion*, TFA - *Corynephorion canescentis*, TFB - *Thero-Airion*, TFC - *Armerion elongatae*, TFD - *Hyperico perforati-Scleranthion perennis*, TFE - *Arabidopsion thalianae*, TFF - *Alysso alyssoidis-Sedion*, TGA - *Festucion vaginatae*, THA - *Alysso-Festucion pallentis*, THC - *Diantho lumnitzeri-Seslerion*, THE - *Cirsio-Brachypodion pinnati*, THG - *Koelerio-Phleion phleoidis*, THH - *Geranion sanguinei*, THI - *Trifolion medii*, VDB - *Eleocharition acicularis*.

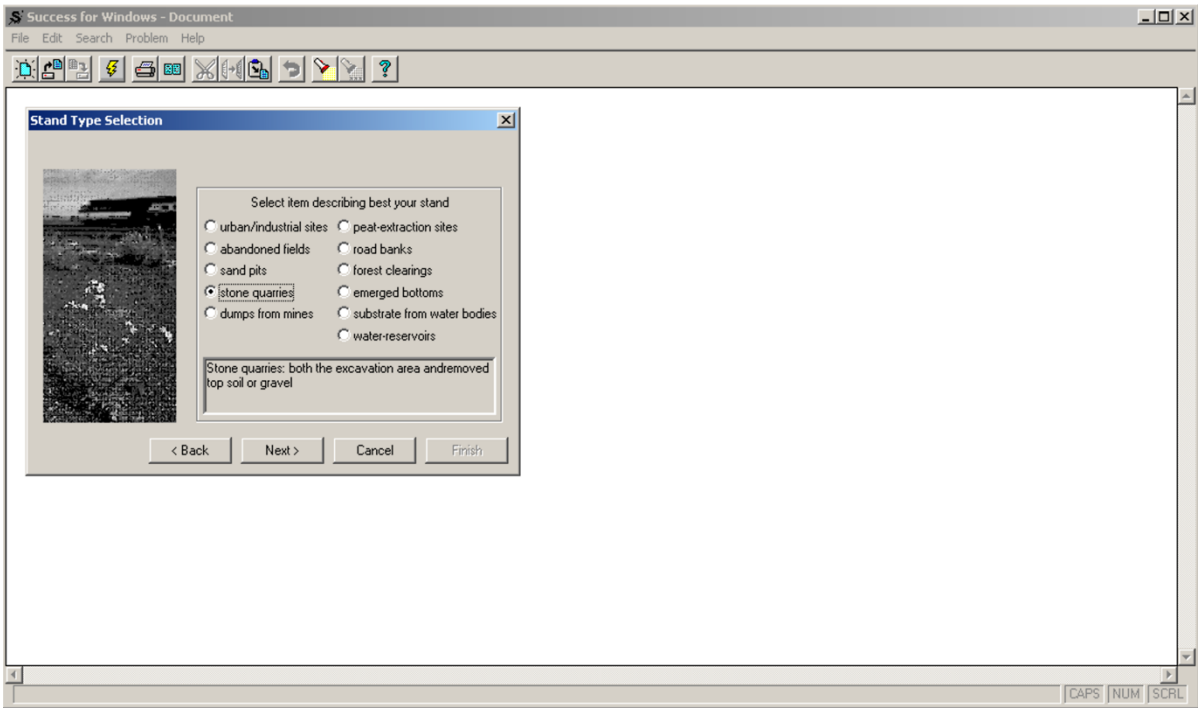
svaz	odpovídající typ/y biotop/ů					
KAA	K2.1	L2.2				
KAC	L2.4					
KBB	K3	K4				

svaz	odpovídající typ/y biotop/ů					
KBC	S1.5					
LAA	L1					
LAB	K1					
LBD	L5.3					
LBF	L4					
LCB	L6.2					
LCC	L6.4	L6.5	L7.2	L7.1	L7.3	L7.4
LFD	L10.1					
MAA	M2.2	M2.1				
MAB	M2.2					
MBA	M6					
MBB	M6					
MCA	M1.1					
MCB	M1.2					
MCC	M1.3					
MCD	M1.4	M1.7				
MCE	M1.5					
MCF	M1.6					
MCG	M1.7					
MCH	M1.7					
RAA	R1.4					
RAB	R1.3					
RAC	R1.2					
RBA	R2.1	R1.1				
RBB	R2.2	R2.4				
RBC	R2.2	R2.4				
RBD	R2.3	R2.4				
RBE	R3.3	R2.4				
RCB	R3.4	R3.1				
RCC	R3.1	R3.4				
SAA	S1.1					
SAB	S1.2					
SAC	S1.2					
SCA	S2					
SCB	S2					
TCA	T7					
TDA	T1.1					
TDB	T1.2					
TDC	T1.3					
TDD	T1.9					
TDE	T1.4					

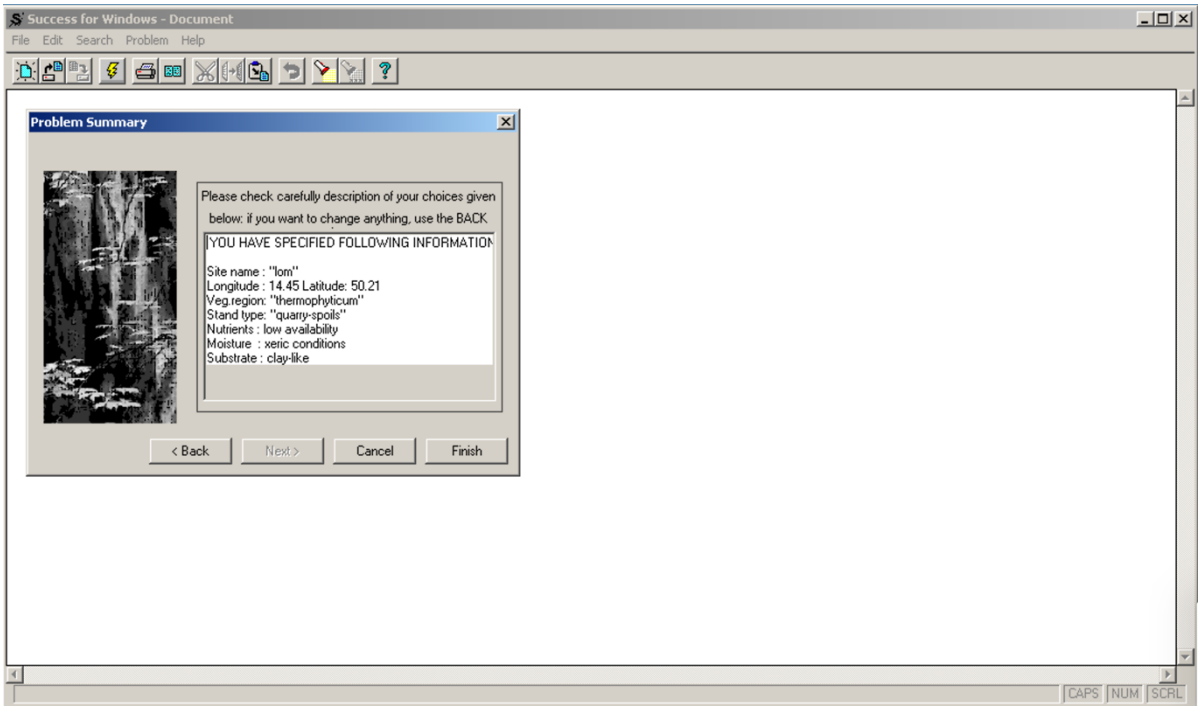
svaz	odpovídající typ/y biotop/ů					
TDF	T1.6	T1.10	T1.5	R1.1		
TEC	T2.3					
TEE	T8.1					
TEF	T8.2	T8.3	S1.3			
TFA	T5.2					
TFB	T5.1					
TFC	T5.3					
TFD	T6.1	T5.5	T3.5			
TFE	T6.1					
TFF	T6.2					
TGA	T5.4					
THA	T3.1					
THC	T3.2					
THE	T3.4					
THG	T3.5					
THH	T4.1					
THI	T4.2					
VDB	M3					

Příloha 2

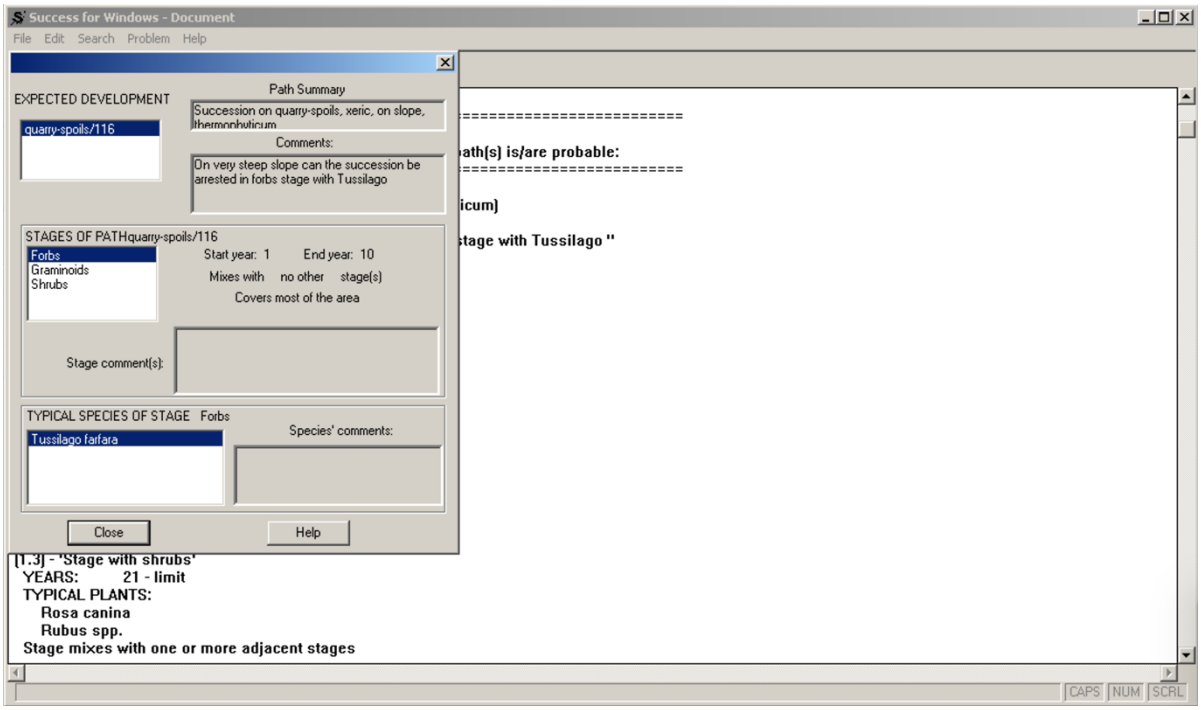
a)


Success for Windows - Document
File Edit Search Problem Help
Stand Type Selection
Select item describing best your stand
urban/industrial sites
peat-extraction sites
abandoned fields
road banks
sand pits
forest clearings
stone quarries
emerged bottoms
dumps from mines
substrate from water bodies
water-reservoirs
Stone quarries: both the excavation area andremoved top soil or gravel
< Back
Next >
Cancel
Finish
CAPS
NUM
SCRL

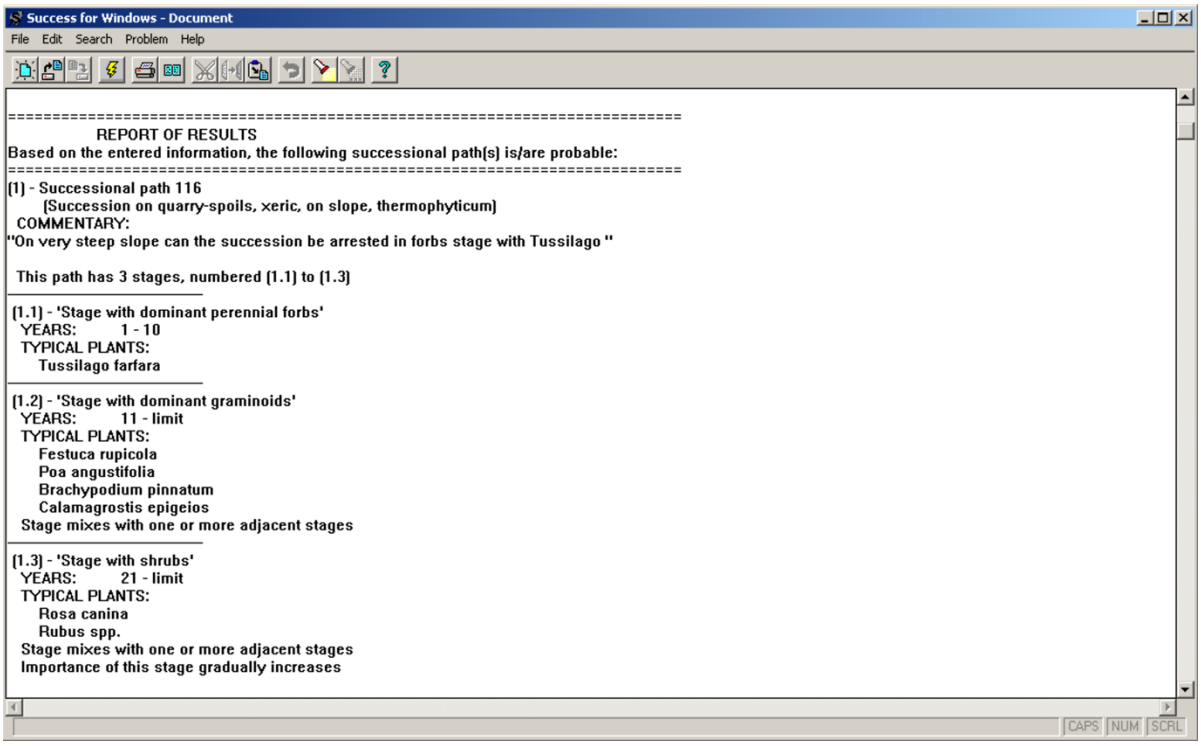
b)


Success for Windows - Document
File Edit Search Problem Help
Problem Summary
Please check carefully description of your choices given below: if you want to change anything, use the BACK
YOU HAVE SPECIFIED FOLLOWING INFORMATION
Site name : "lom"
Longitude : 14.45 Latitude: 50.21
Veg.region: "thermophyticum"
Stand type: "quarry-spoils"
Nutrients : low availability
Moisture : xeric conditions
Substrate : clay-like
< Back
Next >
Cancel
Finish
CAPS
NUM
SCRL

c)



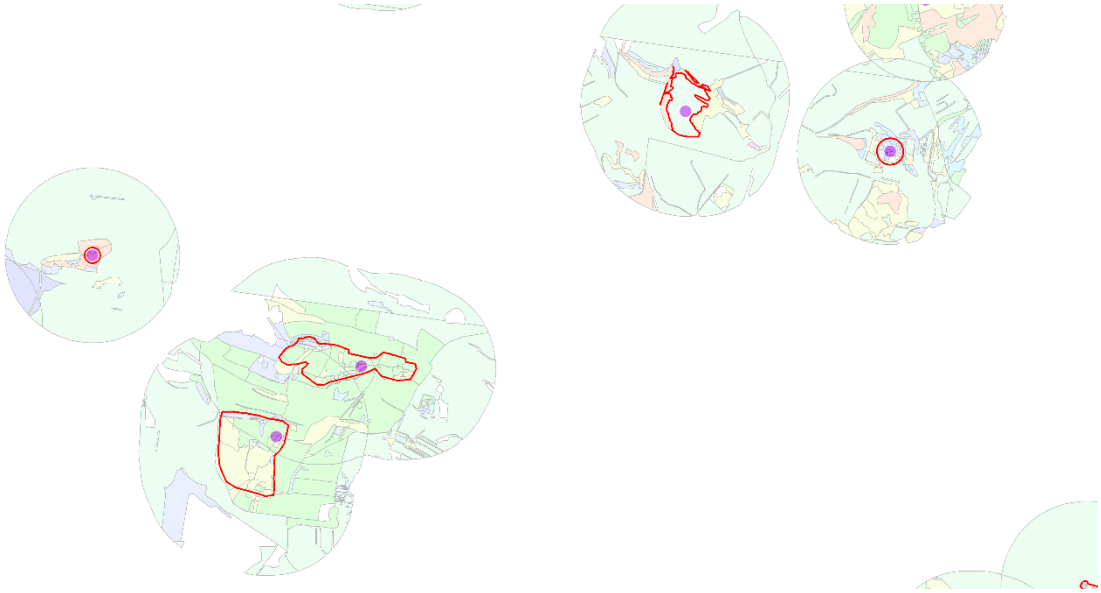
d)



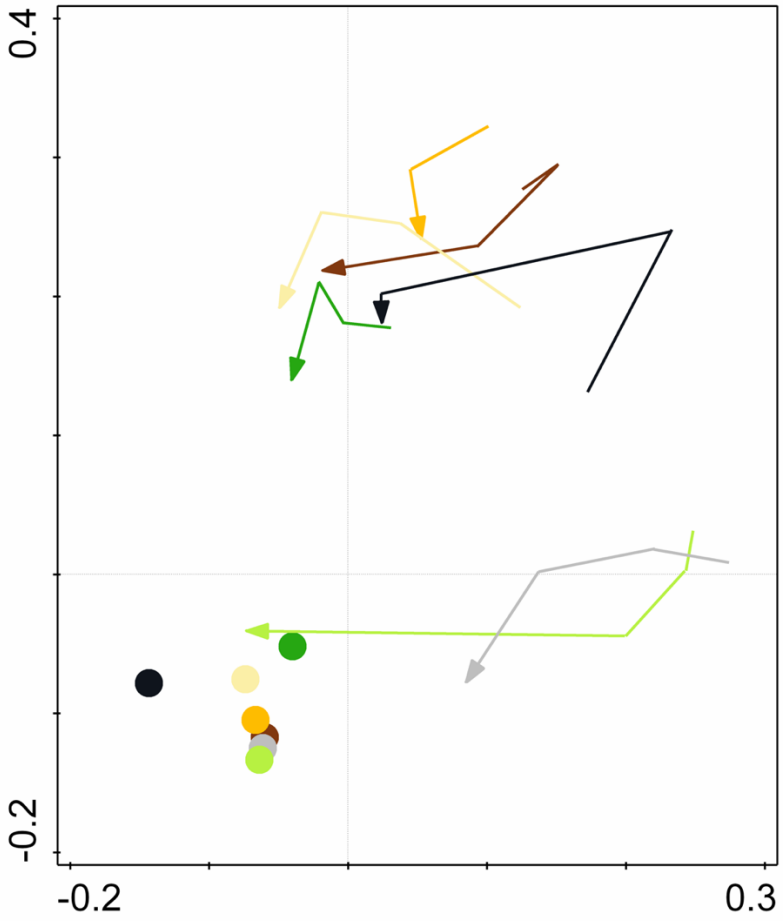
Obr. **1**. Uživatelské rozhraní expertního programu SUCCESS.

Příloha 3

Obr. **1**. Příklad vymezení okolí - 1 km *buffer* okolo těžební lokality.



Příloha 4



Obr. 1. PCOA (Principal Coordinates Analysis) snímků uvnitř těžeben a na výsypkách (DASS) a biotopů (pouze přírodní) v okolí.

Šipky-spojují centroidy jednotlivých sukcesních stádií ve směru od nejmladšího po nejstarší. Body-centroidy biotopů (pouze přírodní) pro okolí nacházející se do 1 km od okraje lokality. DASS-Databáze sukcesních sérií (Prach et al. 2014), sukcesní stadia: mladá (1-10 let), střední (11-20 let), pozdní (21-40 let), stará (nad 40 let), biotopy dle barvy šipek a symbolů odpovídají jednotlivým typům těžeben a výsypek.

Barvy symbolů a šipek: oranžová – výsypky po těžbě uranu, černá – výsypky po těžbě uhlí, žlutá – pískovny a štěrkopískovny, tmavě zelená – rašeliniště, světle zelená – vápencové kamenolomy, hnědá – kyselé kamenolomy, šedá – bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy.

Příloha 5

Tab. **1**. Jednotlivé lokality s doplňujícími informacemi o typu těžebny či výsypky a o zastoupení druhů (DASS/okolí (ČNFD)/celkem/společně).

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Abertamy	rašeliniště	13	414	415	12	2.9
Albrechtická výsypka	výsypky-hnědé uhlí (Mostecko)	133	242	322	53	16.5
Andrusák	kyselé kamenolomy	67	495	513	49	9.6
Autopal Rychvald	výsypky-černé uhlí (Kladno)	31	236	256	11	4.3
Barre	výsypky-černé uhlí (Kladno)	37	366	380	23	6.1
Bečovský vrch	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	41	251	269	23	8.6
Běleč nad Orlicí	pískovny a štěrkopískovny	30	368	373	25	6.7
Bělusice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	44	251	265	30	11.3
Beranův lom	vápencové kamenolomy	75	558	564	69	12.2
Bezruč	výsypky-černé uhlí (Kladno)	149	76	196	29	14.8
Bílá Hora	vápencové kamenolomy	34	481	487	28	5.7
Bílinka	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	55	369	382	42	11.0
Blízkov	kyselé kamenolomy	11	388	392	7	1.8
Bohdíkov	vápencové kamenolomy	35	449	462	22	4.8
Bohumir	výsypky-černé uhlí (Kladno)	17	303	307	13	4.2
Boreč	kyselé kamenolomy	63	554	564	53	9.4
Borkovice	rašeliniště	55	406	416	45	10.8
Bradlo (Kosov)	kyselé kamenolomy	84	525	548	61	11.1
Branná	rašeliniště	54	342	356	40	11.2
Branná-Jeseníky	vápencové kamenolomy	58	391	408	41	10.0
Brod, odval šachty 15	výsypky-uran	31	369	385	15	3.9
Břvanský vrch	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	78	384	405	57	14.1
Bystré	vápencové kamenolomy	41	428	436	33	7.6
Bzenec-Přívoz	pískovny a štěrkopískovny	48	164	192	20	10.4
Cejřov	kyselé kamenolomy	28	518	522	24	4.6
Cikánka	vápencové kamenolomy	23	516	519	20	3.9
Čebín	vápencové kamenolomy	85	448	475	58	12.2
Čebín (Dálky)	vápencové kamenolomy	62	403	418	47	11.2
Černá rokle	vápencové kamenolomy	9	431	433	7	1.6
Černotín	vápencové kamenolomy	39	459	473	25	5.3
Čertův dráp	kyselé kamenolomy	31	590	595	26	4.4

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Červené Blato	rašeliniště	20	285	292	13	4.5
Červený Újezd	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	31	427	433	25	5.8
Člunek	rašeliniště	81	294	323	52	16.1
Deblíček (Deblík)	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	187	598	632	153	24.2
Debus (Prackovice)	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	159	552	591	120	20.3
Dobkovice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	45	612	619	38	6.1
Dobronín	kyselé kamenolomy	39	147	174	12	6.9
Dolánky	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	83	473	498	58	11.6
Domanín	pískovny a štěrkopískovny	68	250	282	36	12.8
Doubrava	výsypky-černé uhlí (Ostrava)	174	262	363	73	20.1
Dubenec, odval šachty 19	výsypky-uran	15	418	427	6	1.4
Dubí Hora (Dubičná)	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	130	532	559	103	18.4
Důl Kladno	výsypky-černé uhlí (Kladno)	19	396	401	14	3.5
Ferdinandka	výsypky-černé uhlí (Kladno)	37	251	265	23	8.7
Gabriela	výsypky-černé uhlí (Kladno)	51	167	198	20	10.1
Geršov	kyselé kamenolomy	12	223	232	3	1.3
Hády	vápencové kamenolomy	131	504	547	88	16.1
Hády (Kopaniny, Líšeň, Lesní lom)	vápencové kamenolomy	71	410	432	49	11.3
Háje, odval šachty 16	výsypky-uran	43	355	376	22	5.9
Halámky	pískovny a štěrkopískovny	52	496	511	37	7.2
Hamry nad Sázavou	kyselé kamenolomy	32	412	423	21	5.0
Hedvika	výsypky-černé uhlí (Kladno)	181	76	222	35	15.8
Heřmanice	výsypky-černé uhlí (Kladno)	71	248	292	27	9.2
Hlubina	výsypky-černé uhlí (Kladno)	102	164	231	35	15.2
Hora sv. Šebestiána	rašeliniště	33	327	331	29	8.8
Horní Bory	kyselé kamenolomy	21	367	375	13	3.5
Horní Lipová	vápencové kamenolomy	41	375	386	30	7.8
Hrbov	kyselé kamenolomy	44	409	427	26	6.1
Hrdlořezy (Hranice)	rašeliniště	25	316	325	16	4.9
Hrušovany u Brna	pískovny a štěrkopískovny	70	139	199	10	5.0
Humenský vrch	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	48	248	265	31	11.7
Hvozd	vápencové kamenolomy	18	454	454	18	4.0

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Hvozdečko	vápencové kamenolomy	39	488	499	28	5.6
Chloumek	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	46	206	225	27	12.0
Chlum	vápencové kamenolomy	93	570	593	70	11.8
Chotíkov	pískovny a štěrkopískovny	34	209	234	9	3.8
Chudenice	pískovny a štěrkopískovny	70	421	438	53	12.1
Chuchelná	pískovny a štěrkopískovny	76	312	337	51	15.1
J. Antonin	výsypky-černé uhlí (Kladno)	8	303	307	4	1.3
Jan	výsypky-černé uhlí (Kladno)	22	353	358	17	4.7
Jan Maria	výsypky-černé uhlí (Kladno)	67	63	116	14	12.1
Jezeř	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	39	464	474	29	6.1
Jindřich	výsypky-černé uhlí (Kladno)	34	91	117	8	6.8
Jiřetín	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	34	260	273	21	7.7
Jiřetínská výsypka	výsypky-hnědé uhlí (Mostecko)	58	91	142	7	4.9
Kačák	vápencové kamenolomy	20	554	557	17	3.1
Kamenná	kyselé kamenolomy	19	322	331	10	3.0
Kamenná slunce	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	43	320	339	24	7.1
Kavčí díry (Kobyla)	vápencové kamenolomy	64	583	592	55	9.3
Kazatelna	vápencové kamenolomy	72	528	537	63	11.7
Kněževes	kyselé kamenolomy	10	415	418	7	1.7
Kočka u Žitenic	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	55	406	414	47	11.4
Kostelní vrch	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	49	521	528	42	8.0
Kotlasy	kyselé kamenolomy	15	431	435	11	2.5
Kotouč	vápencové kamenolomy	58	498	510	46	9.0
Kozí Vrch u Mojžíře (Velká Kozí hůrka)	kyselé kamenolomy	53	587	593	47	7.9
Kozohlůdky	rašeliniště	33	421	425	29	6.8
Krásněves	kyselé kamenolomy	28	396	403	21	5.2
Krásno	rašeliniště	24	552	555	21	3.8
Kravaře	pískovny a štěrkopískovny	52	253	283	22	7.8
Kubačka	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	105	524	554	75	13.5
Kvítel	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	45	232	252	25	9.9
Lešetice, odval šachty 4	výsypky-uran	13	329	338	4	1.2

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Libušín	výsypky-černé uhlí (Kladno)	39	455	475	19	4.0
Lidice	výsypky-černé uhlí (Kladno)	64	105	151	18	11.9
Liščárna	vápencové kamenolomy	90	464	476	78	16.4
Líšná	kyselé kamenolomy	34	412	422	24	5.7
Lištice	vápencové kamenolomy	38	580	584	34	5.8
Litvínovská výsypka	výsypky-hnědé uhlí (Mostecko)	68	23	90	1	1.1
Lomnice	pískovny a štěrkopískovny	37	542	547	32	5.9
Loučeň - Žebračka	pískovny a štěrkopískovny	48	470	475	43	9.1
Loučeň- Šutrák	pískovny a štěrkopískovny	41	359	375	25	6.7
Loučky u Verneřic	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	38	540	543	35	6.4
Louka	vápencové kamenolomy	62	337	365	34	9.3
Lučina	výsypky-černé uhlí (Kladno)	64	63	116	11	9.5
Ludvík	výsypky-černé uhlí (Kladno)	87	105	168	24	14.3
Lůmky Krupná	vápencové kamenolomy	24	481	486	19	3.9
Malé Žernoseky-Kubo	kyselé kamenolomy	46	591	610	27	4.4
Malý Košťálov	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	43	441	451	33	7.3
Malý Syslík	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	34	219	236	17	7.2
Mariánská skála	kyselé kamenolomy	85	556	568	73	12.9
Marie Antonie	výsypky-černé uhlí (Kladno)	10	365	367	8	2.2
Mayrau	výsypky-černé uhlí (Kladno)	35	439	449	25	5.6
Mažice	rašeliniště	40	451	454	37	8.1
Medvědice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	37	547	553	31	5.6
Michal	výsypky-černé uhlí (Kladno)	110	261	317	54	17.0
Michálkovice	výsypky-černé uhlí (Kladno)	64	248	270	42	15.6
Mikulov	vápencové kamenolomy	42	261	269	34	12.6
Mirošov	kyselé kamenolomy	28	400	414	14	3.4
Modlitebna	vápencové kamenolomy	20	464	467	17	3.6
Mokrá	vápencové kamenolomy	211	499	573	137	23.9
Moravany	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	61	524	535	50	9.3
Moravičany	pískovny a štěrkopískovny	98	107	155	50	32.3
Mostiště	kyselé kamenolomy	32	351	365	18	4.9
Myštice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	38	530	533	35	6.6
Na Branžovech	vápencové kamenolomy	30	437	440	27	6.1
Na Feruli	výsypky-černé uhlí (Kladno)	13	257	260	10	3.8

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Na Jánské	výsypky-černé uhlí (Kladno)	26	76	94	8	8.5
Nemilany	pískovny a štěrkopískovny	59	343	359	43	12.0
Neštěmice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	57	442	460	39	8.5
Nová Ves	kyselé kamenolomy	26	301	315	12	3.8
Nové Město na Moravě	kyselé kamenolomy	15	353	357	11	3.1
Nové Veselí	kyselé kamenolomy	20	268	283	5	1.8
Obecní vrch u Chudoslavic	kyselé kamenolomy	29	522	525	26	5.0
Oderka	výsypky-černé uhlí (Kladno)	75	105	149	31	20.8
Ochoz u Brna	vápencové kamenolomy	17	274	281	10	3.6
Olešnice	vápencové kamenolomy	25	391	401	15	3.7
Ořechov	kyselé kamenolomy	46	325	352	19	5.4
Ostrožská Nová Ves	pískovny a štěrkopískovny	69	76	126	19	15.1
Pamětník	pískovny a štěrkopískovny	48	510	516	42	8.1
Paraple	vápencové kamenolomy	38	634	636	36	5.7
Pavlov	kyselé kamenolomy	13	268	273	8	2.9
Perná	vápencové kamenolomy	33	434	438	29	6.6
Petrovice	kyselé kamenolomy	15	324	329	10	3.0
Petřkovice	pískovny a štěrkopískovny	51	76	118	9	7.6
Petzold	vápencové kamenolomy	50	558	562	46	8.2
Pikárec	kyselé kamenolomy	27	367	373	21	5.6
Plešivec	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	68	353	381	40	10.5
Pohled	kyselé kamenolomy	20	452	458	14	3.1
Polnička	kyselé kamenolomy	41	329	346	24	6.9
Pomezná	pískovny a štěrkopískovny	85	432	448	69	15.4
Prago	výsypky-černé uhlí (Kladno)	31	206	220	17	7.7
Prokop (Kubeck/Thinfeld)	výsypky-černé uhlí (Kladno)	12	206	214	4	1.9
Provodín	pískovny a štěrkopískovny	66	621	629	58	9.2
Přebuz	rašeliniště	17	357	358	16	4.5
Předonín	pískovny a štěrkopískovny	83	423	461	45	9.8
Příbraz (Libořezy)	rašeliniště	90	489	505	74	14.7
Radobýl	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	87	501	518	70	13.5
Radostín	rašeliniště	12	340	343	9	2.6
Radošov	kyselé kamenolomy	31	173	198	6	3.0
Rakovník	pískovny a štěrkopískovny	26	307	322	11	3.4

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Raná	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	59	309	329	39	11.9
Rohatec u Duban	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	61	302	327	36	11.0
Rolavská vrchoviště	rašeliniště	12	336	337	11	3.3
Ronna	výsypky-černé uhlí (Kladno)	25	332	347	10	2.9
Ronov	kyselé kamenolomy	20	427	432	15	3.5
Rožmitál pod Třemšínem	pískovny a štěrkopískovny	90	454	487	57	11.7
Rumburk	pískovny a štěrkopískovny	97	283	330	50	15.2
Růžodolská výsypka	výsypky-hnědé uhlí (Mostecko)	128	23	142	9	6.3
Rýdeč	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	72	329	358	43	12.0
Řepčice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	34	504	506	32	6.3
Salma	výsypky-černé uhlí (Kladno)	13	0	13	0	0.0
Skalka	vápencové kamenolomy	25	407	418	14	3.3
Skuteč	kyselé kamenolomy	33	495	505	23	4.6
Slavkovice	kyselé kamenolomy	18	365	372	11	3.0
Smolnická výsypka	výsypky-hnědé uhlí (Sokolovsko)	104	564	583	85	14.6
Sojovice	pískovny a štěrkopískovny	53	347	366	34	9.3
Soumarský Most	rašeliniště	29	401	403	27	6.7
Soutězky	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	83	555	575	63	11.0
Stránská skála	vápencové kamenolomy	19	358	360	17	4.7
Stráž pod Ralskem	pískovny a štěrkopískovny	49	334	357	26	7.3
Stráž, Svinčice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	46	388	407	27	6.6
Stříbrník u Měrunic	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	101	296	340	57	16.8
Stříbrný vrch u České Kamenice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	51	498	510	39	7.6
Světlík	rašeliniště	79	421	431	69	16.0
Svoboda	výsypky-černé uhlí (Kladno)	97	186	239	44	18.4
Široké blato (Suchdol nad Lužnicí)	rašeliniště	14	417	418	13	3.1
Šverma	výsypky-černé uhlí (Kladno)	60	63	102	21	20.6
Těchlovice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	87	620	632	75	11.9
Teplak	výsypky-černé uhlí (Kladno)	19	303	310	12	3.9

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Tetínská rokle	vápencové kamenolomy	38	560	564	34	6.0
Tišnov	vápencové kamenolomy	54	573	589	38	6.5
Tovačov	pískovny a štěrkopískovny	39	91	115	15	13.0
Trabice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	99	509	537	71	13.2
Trněný Újezd	vápencové kamenolomy	40	431	441	30	6.8
Třebeč	pískovny a štěrkopískovny	73	446	466	53	11.4
Tuchlovice	výsypky-černé uhlí (Kladno)	20	23	43	0	0.0
Turold	vápencové kamenolomy	19	300	304	15	4.9
Tušť	pískovny a štěrkopískovny	119	461	488	92	18.9
Týnecký Chlum (Mnichovský Týnec)	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	98	166	219	45	20.5
Újezd u Trmic	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	81	520	534	67	12.5
Urx	výsypky-černé uhlí (Kladno)	56	254	277	33	11.9
Ústí nad Labem u Setuzy	kyselé kamenolomy	59	582	588	53	9.0
Utín	kyselé kamenolomy	43	505	515	33	6.4
Václav	výsypky-černé uhlí (Kladno)	74	213	262	25	9.5
Valkeřice	kyselé kamenolomy	38	548	550	36	6.5
Vápenice	vápencové kamenolomy	45	358	368	35	9.5
Vápenná u Jeseníku	vápencové kamenolomy	27	411	423	15	3.5
Vatín	kyselé kamenolomy	23	242	254	11	4.3
Věcov	kyselé kamenolomy	16	162	176	2	1.1
Velká Podkrušnohorská výsypka	výsypky-hnědé uhlí (Sokolovsko)	165	535	580	120	20.7
Velký vrch u Vršovic	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	36	340	349	27	7.7
Veselí nad Lužnicí	pískovny a štěrkopískovny	76	536	553	59	10.7
Veská	pískovny a štěrkopískovny	19	120	135	4	3.0
Visálek	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	48	233	258	23	8.9
Vítek	výsypky-černé uhlí (Kladno)	19	319	323	15	4.6
Vlčí Jámy	rašeliniště	22	436	436	22	5.0
Vojnův Městec	kyselé kamenolomy	25	467	469	23	4.9
Vrábče	pískovny a štěrkopískovny	42	245	266	21	7.9
Vrahožily	kyselé kamenolomy	67	515	529	53	10.0
Vršetín	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	69	330	350	49	14.0
Vržanov	kyselé kamenolomy	27	431	441	17	3.9

		počet druhů				
lokalita	typ těžebny	DASS	ČNFD	celkem	společných DASS vs. CNFD	společné druhy [%]
Wanieck	výsypky-černé uhlí (Kladno)	17	414	420	11	2.6
Zárubek	výsypky-černé uhlí (Kladno)	39	110	133	16	12.0
Zelený Háj	pískovny a štěrkopískovny	65	301	332	34	10.2
Zlatý vrch u České Kamenice	bazaltové, trachytové a znělcové kamenolomy	32	499	509	22	4.3
Zwierzina (Františka)	výsypky-černé uhlí (Kladno)	23	0	23	0	0.0
Žabčice	pískovny a štěrkopískovny	43	193	233	3	1.3
Želenický vrch	kyselé kamenolomy	109	488	502	95	18.9
Železné Horky	kyselé kamenolomy	19	341	348	12	3.4