

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**BIOLOGICKY ŠETRNÉ REKULTIVACE
POSTTĚŽEBNÍCH PROSTORŮ**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

VEDOUCÍ PRÁCE: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

BAKALANT: Radek Hlávka

Praha 2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Radek Hlávka

Aplikovaná ekologie

Název práce

Biologicky šetrné rekultivace posttěžebních prostorů

Název anglicky

Biologically considerate reclamations of postindustrial areas

Cíle práce

Práce má za cíl formou literární rešerše především shrnout poznatky o možnostech využití přírodě blízkých forem rekultivačních zásahů posttěžebních prostorů zejména využití spontánní sukcese nebo řízené spontánní sukcese. Má poukázat na význam posttěžebních stanovišť v rámci diverzity krajiny a také na příkladech jednotlivých druhů a studií poukázat na důležitost spontánní sukcese v rámci těchto stanovišť jednak pro ohrožené specializované druhy, ale také pro ohrožené biotopy, rapidně mizející z evropské krajiny.

Metodika

Práce formou literární rešerše z dostupných zdrojů shrne poznatky o zadaném tématu.

Doporučený rozsah práce

cca 30 stran

Klíčová slova

posttěžební stanoviště, rekultivace, spontánní sukcese, přírodě blízké rekultivace

Doporučené zdroje informací

- Beneš J, Kepka P & Konvička M (2003) Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17: 1058-1069.
- Bradshaw A (2000) The use of natural processes in reclamation: advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51: 89-100.
- Cooke JA & Johnson MS (2002) Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews* 10: 41-71.
- Hendrychová M (2008) Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1: 63-78.
- Hodačová D & Prach K (2003) Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 385-391.
- Konvička M, Beneš J & Čížek L (2005) Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- Prach K & Hobbs RJ (2008) Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363-366.
- Prach K, Bartha S, Joyce CB, Pyšek P, van Diggelen R & Wiegand G (2001) The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.
- Řehounek J, Řehouňková K & Prach K (eds.) (2010) Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Tropek R, Kadlec T, Karešová P, Spitzer L, Kočárek P, Malenovský P, Baňář P, Tuf IH, Hejda M & Konvička M (2010) Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139-147.
-

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 1. 4. 2014

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 2. 3. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 13. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Tomáše Kadlece, Ph.D. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 13. 4. 2015

Radek Hlávka

„Krajina je základním dědictvím každého z nás. Je všezahrnující a nevyhnutelná. Přitom pro každého z nás znamená něco jiného.“

(David Lowenthal)

Poděkování

Chtěl bych poděkovat mému vedoucímu bakalářské práce Tomáši Kadlecovi za poskytnuté materiály, cenné rady při sestavování práce a za velkou trpělivost s mou osobou. Poděkování nadále patří i Ing. Jiřině Foukalové, díky níž jsem se mohl zúčastnit konference na téma Regenerace, rekultivace, revitalizace v termínu 28. - 30. 6. 2011 v Božím Daru, v rámci projektu Vzdělávání a týmová spolupráce v oblastech regenerace krajiny intenzivně narušené lidskou činností a nasbírat tak poznatky k této problematice. Poděkovat bych chtěl i Mgr. Monice Praženkové, ze společnosti Těžební unie, za poskytnuté množství materiálů a přátelům za zapůjčení fotografií. Na závěr bych chtěl velmi poděkovat nejbližší rodině za podporu ve studiu po celou dobu jejího trvání, přátelům za vyčerpávající a usilovnou podporu a kantorům na ČZU, že mi umožnili dostat se do posledního ročníku a sepsat tak tuto práci.

V Praze 13. 4. 2015

Abstrakt

Bakalářská práce posuzuje možné způsoby biologicky šetrné obnovy posttěžebních stanovišť prostřednictvím spontánní sukcese či řízené spontánní sukcese. Stěžejním záměrem bylo porovnání výhod a nedostatků užívaných postupů praktikovaných především technickou rekultivací s postupy ekologické obnovy v podobě spontánní a řízené sukcese, především z hlediska ekologického a krajinářského, dále ekonomického a sociálního. Studium odborné literatury a s přihlédnutím k osobním zkušenostem bylo zjištěno, že záměry praktikovaných rekultivací mohou mít za určitých okolností svůj opodstatněný význam, je-li primárně ohrožené životní prostředí, zdraví a bezpečnost organismů. Stále přetrvávající praktikování rekultivačních technik se však nedokáže svým biologickým potenciálem vyrovnat procesům spontánní nebo řízené sukcese. Posttěžební stanoviště vytvářejí svým oligotrofním charakterem biotopy, jež z kulturní krajiny v přirozené podobě téměř vymizely. V mnoha případech vzácné a ohrožené konkurenčně slabé druhy organismů zde nacházejí jedinečná prostředí pro přežití. Z uskutečněných odborných výzkumů tak vyplývá, že druhová diverzita je ve většině případů prokazatelně vyšší na stanovištích, které byly ponechány spontánnímu přírodnímu vývoji, anebo v prostorech s minimálním zásahem záměrného specifického managementu. Posttěžební stanoviště tak hrají nesmazatelně důležitou roli v ochraně biodiverzity na všech úrovních.

Klíčová slova: posttěžební stanoviště, diverzita, ekologie obnovy, rekultivace, spontánní sukcese, řízená sukcese, ochrana přírody

Abstract

This bachelor's thesis reviews how the methods of biologically economist restoration of postindustrials are directed by spontaneous succession or directed succession. The main aim was to compare the advantages and disadvantages of the using mainly technocratic reclamation procedures with ecological restoration in the form of spontaneous and directed succession, especially in terms of ecology and landscape, as well as economic and social. Studying of the literature and taking into the personal experiences was found that the intentions practiced by reclamation will be able to be important if there is a vulnerable environment, health and safety of the organisms primarily. Persistent practicing of reclamation techniques, however, is not able to establish as good biological value as methods of spontaneous or directed succession. On postindustrials develop oligotrophic habitats that disappeared from almou whole cultural landscape. In many cases, rare and endangered species of organisms and competitively weak species are being able to survive here. The realized scientific researches show that species diversity is in many cases significantly higher at sites that have been left to spontaneous succession or in areas with minimally directed succession. Postindustrials are markedly important in the protection of biodiversity at all levels.

Key words: postindustrials, diversity, restoration ecology, reclamation, spontaneous succession, directed succession, nature conservation

Obsah

1. Úvod.....	- 10 -
2. Cíle práce	- 11 -
3. Vývoj krajiny a dopady lidské činnosti.....	- 12 -
4. Posttěžební stanoviště	- 14 -
4. 1 Haldy - výsypky a odvaly.....	- 14 -
4. 2 Kamenolomy	- 15 -
4. 3 Pískovny a šterkopískovny	- 16 -
4. 4 Kaolínky a hlinišť.....	- 17 -
4. 5 Rašeliniště	- 18 -
4. 6. Odkaliště.....	- 19 -
5. Terminologie spjatá s disturbovaným územím	- 20 -
6. Převažující přístup k posttěžebním prostorům.....	- 22 -
6. 1 Rekultivace posttěžebních prostorů.....	- 23 -
6. 2 Přípravná fáze rekultivace	- 24 -
6. 3 Technická fáze rekultivace	- 24 -
6. 4 Biologická fáze rekultivace	- 26 -
6. 4. 1 Lesnická rekultivace	- 26 -
6. 4. 2 Zemědělská rekultivace	- 27 -
6. 4. 3 Hydrická rekultivace.....	- 29 -
6. 4. 4 Ostatní rekultivace	- 29 -
6. 5 Zákonná ochrana míst posttěžební činnosti.....	- 30 -
7. Ekologie obnovy – úvod do problematiky	- 31 -
7. 1 Spontánní sukcese na posttěžebních stanovištích	- 34 -
7. 2 Kolonizace posttěžebních prostorů	- 35 -
7. 3 Technická rekultivace versus spontánní sukcese	- 37 -
7. 4 Řízená sukcese alias Přírodě blízká obnova.....	- 40 -
8. Realizace přírodě blízké obnovy	- 43 -
8. 1 Projektování a cíle přírodě blízké obnovy.....	- 43 -
8. 2 Management přírodě blízké obnovy.....	- 46 -
8. 3 Možný kompromis – přírodě blízká biologická rekultivace	- 49 -
8. 4 Výsledky některých studií posttěžebních stanovišť	- 51 -
9. Diskuze.....	- 53 -

10. Závěr	- 57 -
Přehled literatury a použitých zdrojů	- 59 -
Přílohy	- 75 -

Seznam použitých zkratk

C1 – kriticky ohrožený druh

C2 – silně ohrožený druh

C3 – ohrožený druh

C4 – druh, který vyžaduje další pozornost

ČBÚ – Český báňský úřad

ČR – Česká republika

EU – Evropská unie

EVL – evropsky významná lokalita

MPO – Ministerstvo průmyslu a obchodu

Mze – Ministerstvo zemědělství

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

NPP – Národní přírodní památka

OBÚ – Obvodní báňský úřad

POPD – Plán otvírky, přípravy a dobývání

PP – Přírodní památka

PR – Přírodní rezervace

SER – Society for Ecological Restoration (Společnost pro přírodě blízkou obnovu)

ZCHÚ – zvláště chráněné území

ZPF – zemědělský půdní fond

1. Úvod

Pro fungování lidské společnosti hraje důležitou roli rostlinná a živočišná produkce stejně tak, jako svou nezastupitelnou úlohu pro lidstvo představuje nerostné bohatství. S rozvíjejícím se hospodářstvím odstartovala industrializace po celém světě spojená s velkým rozmachem těžebního průmyslu (Prach, 2009). Nárůst ploch ovlivněných těžební činností se tak s postupujícím časem začal stávat podnětem ke střetu zájmů více vědních oborů (Cooke et Johnson, 2002). Viditelné disturbance způsobené těžbou zanechávaly čím dál větší stopy v krajině a stalo se tak žádoucí co nejrychleji je v podobě promyšlených technických rekultivací zahladit, aby přetvořený reliéf splynul s okolním prostředím a zároveň mohl poskytovat opět produkční funkce (Štýs, 1990; Dimitrovský, 2000).

Jednou z příčin úbytku specifických biotopů a na ně vázaných společenstev organismů je rostoucí zábor pozemků těžebními společnostmi (Dančák, 2004), avšak oproti jiným typům antropogenních disturbancecí umožňují posttěžební lokality nový prostor k zahájení přirozené sukcese a znovuoobnovení ekologických funkcí. Studia sukcesních pochodů opuštěných výsypek (např. Holl, 2002; Eyre et al., 2003; Vojar 2006), lomů (Ursic et al., 1997; Wheater et Cullen, 1997; Tropek et al., 2010), pískoven a štěrkopískoven (Borgegard, 1990; Řehounková et Prach, 2006; Boukal, 2010), rašelinišť (Spitzer et al., 1999; Jakšičová, 2003) či odkališť (Klabník et al., 2002; Vaňková, 2005) ukázala vysoce disturbované plochy jako velmi zajímavé z více hledisek.

Využívání rekultivačních metod si však stále udržuje dominantní postavení oproti přístupům přírodě blízké obnovy, čímž dochází k zahlazení unikátního potenciálu posttěžebních prostorů (Kryl et al., 2002). Aplikace přírodě blízké obnovy však dokáže potenciál disturbovaných oblastí zachovat a efektivním managementem vytvořit biotopy, které se v okolní krajině vyskytují v malém měřítku a vytvořit druhově bohatší ekosystémy. Prosazením většího podílu přirozené sukcese na antropogenně disturbovaných plochách se zabývali odborníci v celosvětovém měřítku (např. Bradshaw, 2000; Schulz et Wiegleb, 2000; Aronson et Vallejo, 2006; Carrick et Krüger, 2007) a níže popsané kapitoly tato svědectví objektivně dokládají.

2. Cíle práce

Hlavním cílem předkládané práce je informovat o pozoruhodných výsledcích dosažených při uplatnění spontánní nebo blokováne sukcese na posttěžebních stanovištích. Práce tak má přiblížit význam narušených prostorů po těžbě jak v rámci diverzity krajiny, tak ohledně potenciálu spontánní sukcese.

Rekapitulace studií, jež dokumentovala přirozený vývoj společenstva na posttěžebních stanovištích, by měla poukazovat na potenciál, umožňující vytvořit ohroženým specializovaným druhům životní podmínky, jež v současné uniformní kulturní krajině často schází, či vytvořit systém podobající se svými vlastnostmi ohroženým biotopům mizejícím z evropské krajiny.

Chtěl bych tak prostřednictvím své práce inspirovat k tomu, že existují i nenásilné možnosti přírodě bližších způsobů obnovy, které by bylo možné do současné rekultivační praxe zařadit.

Sekundárním cílem této práce je i zodpovězení otázek rozplétající tiché diskuze nad touto problematikou:

- Je tedy smysluplné i nadále rekultivovat posttěžební stanoviště, když proces sukcese dokáže vytvořit druhově mnohotvárný a v krajině vzácný biotop?
- Jsou-li rekultivace přece jen efektivní, tak v jakém rozsahu by měly být praktikovány?
- Může mít přírodě blízká obnova i své stinné stránky?

3. Vývoj krajiny a dopady lidské činnosti

Říha (1974) pojem *krajina* vysvětluje z více hledisek. Pro účely této práce lze *krajinu* z ekologického hlediska charakterizovat jako soubor ekosystémů, jenž jsou k sobě propojeny vzájemnými interakcemi. Tyto interakce jsou však z geografického pohledu dále v interakci s lidskou činností od lokální po globální úroveň. Stalmachová (1996) uvádí, že tyto vztahy se s postupujícím časem mění, tudíž se i krajina svou strukturou a uspořádáním neustále mění a vyvíjí. Vedle přirozeně se projevujících přírodních jevů (např. sopečná činnost, tornáda, záplavy, lesní požáry), se na krajině viditelně odráží antropogenní vlivy. Přirozené přírodní prostředí se tak především v posledních desetiletích výrazně negativně změnilo jak v národním měřítku, tak i v širší globální (Prach, 1995).

Člověk ze začátku krajinu ovlivňoval zakládáním prvních sídlišť a s nimi spojenou těžbou dřeva, vznikem prvních pastvin a polí. Později však činnosti lidstva pozměnily vodní režim, klima i přirozený koloběh látek. Zpočátku lokální disturbance se tak s vývojem lidské populace posunuly do globálního měřítka (např. imisemi, které ovlivňují přirozený ráz krajiny i stovky kilometrů daleko od zdroje). Ještě větší nárůst změn v krajině odstartovala průmyslová revoluce (Anděra, 2000; Konvička et al., 2006). Jemná mozaikovitá struktura krajiny s hojným výskytem různých typů biotopů se začala přetvářet do dříve nevídaných podob a rozměrů vlivem moderních technologií, rozšiřující se průmyslové výroby či intenzivnějšího hospodaření v zemědělství (Benton et al., 2003; Cílek, 2005). Jak např. dokládá Holá (2012), jež porovnávala současnou podobu krajiny pánevní oblasti Mostecká (Česká republika) s roky předešlými, původně převažující mozaikovitost zemědělské krajiny postupem času razantně ustoupila rozsáhlejším homogenním celkům povrchových hnědouhelných lomů a lesnický rekultivovaným plochám. Způsoby obhospodařování v zemědělství či ne příliš rozsáhlá těžba nerostných surovin do poloviny 20. století (Tropek et Řehounek, 2012) zachovávaly v krajině mozaikovitou strukturu biotopů, včetně stanovišť xerothermního a lesostepního charakteru (Beneš et al., 2003). V důsledku tehdy nepromyšlených a krátkozrakých zásahů tak byla negativně ovlivněna naprostá většina stávajících biotopů (Cooke et Johnson, 2002).

Důsledkem krajinné eutrofizace či ponechání ladem oblastí dříve obhospodařovaných pozemků (extenzivní zemědělství) došlo k úbytku oligotrofních stanovišť. Na území České republiky je ohrožení biotopů způsobeno úbytkem specifické

stanovištní vegetace a na ně vázaných společenstev (Prach et al., 2008). Nejohroženějšími jsou tak biotopy vodních toků a nádrží, mokřady a pobřežní vegetace, prameniště a rašeliniště, biotopy skal a sutí, biotopy alpských či subalpských společenstev a sekundární trávníky a vřesoviště (Dančák, 2004). V celosvětovém měřítku dochází k úbytku tropických nebo opadavých deštných pralesů, mokřadů či biotopů korálových útesů, které jsou díky neustále se rozvíjející společnosti ve stále větším nebezpečí postupného zániku (Grooten, 2012). Na tyto vysoce zranitelné biotopy je převážně vázána flóra a fauna, která není schopna adaptace v jiném prostředí. Není proto divu, že mnohé z těchto specializovaných druhů organismů jsou zapsány v červených seznamech ohrožených druhů (Prach, 1995).

V širším pojetí jde o specialisty raně-sukcesních stádií, méně konkurenční druhy a s nimi spjaté organismy (Hendrychová et al., 2012). Pro ČR se to týká faunisticky nejbohatší skupiny – bezobratlých živočichů. Mnohé populace tak migrovaly a hledaly refugia na stanovištích s příznivějšími podmínkami (Tropek et Řehounek, 2012). V rámci evropského kontinentu se na zvýšeném úbytku druhů motýlů rovněž přičinil vývoj ekonomiky, snižující se topografická variabilita, redukce ekostabilizačních prvků či rostoucí hustota zalidnění v dostupných oblastech, převážně v nížinách (Konvička et al., 2006). Grooten (2012) uvádí, že v globálním rozsahu je však od roku 1970 vyhynutí 28 % všech živočišných a rostlinných druhů, přičemž u mnoha přeživších druhů poklesla populační velikost o téměř 30 %. Markantní nárůst lokálních a globálních extinkcí však není jen záležitostí rozvinutých zemí. Celosvětově se např. snížila biodiverzita sladkovodních druhů od roku 1970 o 37 %, v případě tropů je tento pokles téměř dvojnásobný. Vlivem zvyšujících se nároků člověka je tak krajina stále více využívána - bohužel nejen pro nezbytně nutné lidské potřeby. Tropek et Řehounek (2012) tak hodnotí současný krajinný ráz jako jednotvárný a živinami překypující.

4. Posttěžební stanoviště

Více jak 40% vegetačního suchozemského povrchu Země je lidským působením narušeno, čímž je omezována či dokonce likvidována produkční složka přirozeného prostředí (Grooten, 2012). Zastoupení ploch pozmeněných těžebním průmyslem je ve srovnání s ostatními zásahy do krajiny v globálním měřítku nízké, avšak v rámci jednotlivých zemí může jejich hojně plošné zastoupení představovat určitá rizika, neboť případný rozsáhlý zábor plochy změní krajinný ráz i na několik desetiletí (Cooke et Johnson, 2002; Cílek, 2005).

Přehled dobývacích prostorů na území ČR ke konci roku 2014 vykazuje klesající trend počtu takových míst oproti předešlým rokům, přičemž svou rozlohou tvoří zaokrouhleně 1296 km², což představuje 1,6 % území ČR (SBS ČR, 2014). Rozloha těžbou poznamenaných míst na území ČR není malá, ale pomine-li se oblast severočeské a ostravské pánve, jednotlivé těžební prostory jsou podle ložisek rozmístěny víceméně nahodile (Chlupáč et al., 2002), což potvrzuje i Starý et al. (2012) grafickým znázorněním báňských aktivit na území ČR (Příloha č. 1). Pozůstatky po těžební činnosti tak představují doly, výsypky a odvaly, kamenolomy, pískovny a šterkopískovny, rašeliniště, kaolínky a hliniště. Vzhledem k možnému vysokému potenciálu průběhu přirozené sukcese jsou v této práci uvedena i odkaliště, která slouží jako úložiště odpadních produktů – v ČR především popílku, ale i chemických sloučenin z úpravy rud.

4.1 Haldy - výsypky a odvaly

Petránek (2007) charakterizuje haldy jako uměle vytvořené deponie, které jsou tvořeny horninovým odpadem dolů či lomů, a jenž jsou umístěny vně nebo uvnitř dobývacího prostoru. Zapletal (1968) haldy rozlišuje dle způsobu vytěžení onoho materiálu na výsypky a odvaly. Výsypky představují haldy průvodních hornin povrchově těžných surovin, odvaly jsou pozůstatkem hlubinné těžby surovin a jsou složeny z karbonové hlušiny, jejíž součástí je poměrně velké množství čistého uhlí a karbonátových hornin i těžkých kovů (Bradshaw, 2000). Na území ČR jsou nejvíce zastoupeny takové novotvary po povrchové těžbě hnědého uhlí a po hlubinné těžbě černého uhlí. Skrývkový materiál při těžbě hnědého uhlí je sypači ukládán v podobě pásů, které tak bývají heterogenního vzhledu a v případech rozsáhlejších hald se

objevují terénní deprese (tzv. nebeská jezírka (Vojar, 2006)). Horninový materiál odvalů je ve většině případů sypán do vršků, jako je tomu např. na Kladensku a Příbramsku (Dudíková, 2007). Materiál na haldách je tvořen především miocenními nebo permo-karbonskými sedimenty, v případě rudných výsypek krystalickými horninami a na uranových odvalech proterozoickými sedimenty (Dimitrovský 2000; Chlupáč et al., 2002). Mnohdy jsou na takové plochy naváženy stavební sutě či inertní materiály, jako tomu bylo v případě Buštěhradské haldy (Cílek, 2002). V horším případě jsou taková prostranství leckterou veřejností chápána jako možný prostor na uložení komunálních odpadů. Vznikají tak mnohdy divoké skládky rozsáhlých rozměrů, jako je tomu například v okrajových částech Hornojířetínské výsypky.

Starý et al. (2012) výsypky lokalizuje hlavně v oblastech těžby hnědého uhlí na Mostecku a Sokolovsku. Ostravský region, Plzeňsko a Kladensko jsou naproti tomu pověstné dolováním černého uhlí. Po těžbě uranu a rud jsou patrné haldy na Příbramsku, Jáchymovsku a na severovýchodě kraje Vysočina. Zasažená místa tvoří odhadem 70 útvarů na ploše zhruba 550 km² (Řehounek et al., 2010).

Prach et al. (2008) uvádějí, že výsypky a odvaly vytvářejí svými podmínkami téměř 100% potenciál pro vznik náhradních biotopů prostřednictvím spontánní sukcese. Kolonizace je téměř okamžitá, i když následné pokrytí vegetací se liší. Čím extrémnější podmínky na stanovišti panují, tím je vegetační pokryv řidší. Například strmější svahy a hrubý substrát jednotvárných uranových odvalů na Příbramsku blokuje probíhající sukcesi po desítky let (Dudíková, 2007), naproti tomu členitější rozvrstvení hnědouhelných výsypek v severních Čechách pokrývá přirozeně uchycená vegetace ve větším měřítku (Hodačová et Prach, 2003).

4. 2 Kamenolomy

Pojem lom či kamenolom není definován ani v zákoně č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), ani podle zákona č. 61/1988 Sb., o hornické činnosti, výbušninách a o státní báňské správě. V jiných právních předpisech se však vychází z praktických činností, které se rozlišují způsobem těžby. Rozdíl je přece jen patrný mezi povrchovým dobýváním uhlí a odstřelováním ložisek vápencových lomů (Gemrich et Jungmann, 2013).

Na většině území ČR převládají lomy dekoračního a stavebního kamene (Řehounek et al., 2010). Výskyt čedičových lomů je od nepaměti také v Českém Středohoří (Novák, 2006; Starý et al., 2012), vápencových lomů v Českém a Moravském krasu, v oblasti Pálavy, na Sušicku či Českokrumlovsku (Tichý et al., 2001). V Německu je například proslulá těžbou vápence oblast Porúří, kde se mimochodem nachází i největší vápencový lom v Evropě - Rohdenhaus o rozloze 168 ha, a oblast Porýní (Cílek, 2005).

Vývoj sukcese lomů závisí jednak na typu stanoviště, neboť místa s hlinitými hlubšími substráty či mezofilní vlhká stanoviště jsou rychleji kolonizována vegetací než sušší místa a lomové stěny, v druhé řadě je důležité druhové složení okolní vegetace (Prach et al., 2008). Za příznivých stanovištních podmínek tak lze v lomech nalézt např. koniklec luční (*Anemone pratensis* L.; C2), vlnici chlupatou (*Oxytropis pilosa* L.; C3) či silenku ušnici (*Silene otites* L.; C3) (Novák et Prach, 2003; Novák, 2006).

4. 3 Pískovny a štěrkopískovny

Tato specifická těžební prostranství rovněž nejsou z právního pohledu definována. Obecně se jedná o lomy, jejichž činností je těžba písků a štěrkopísků. V obou případech jde o sypký materiál nezpevněných sedimentů převážně kvartérního původu. Písky jsou charakteristické velikostí 0,06-2mm s minerálním složkou křemene, muskovitu i živce. Štěrkopísky jsou směsí písku a štěrku, přičemž velikost zrn štěrku je v rozmezí 2–60mm (Svoboda et al., 2013). Těžbou vzniklé reliéfy jsou různorodých kopcovitých tvarů, rovin či jam.

V ČR je zaznamenáno přes 200 ložisek stavebních, sklářských a slévárenských písků a štěrkopísků, přičemž ne všechna jsou dobývána. Nicméně celkově zaujímají přibližně 114 km² plochy. Hlavními těžebními středisky jsou Jihočeské pánve, oblast Polabí a moravské úvaly (Starý et al., 2012).

Těžební prostory pískoven a štěrkopískoven mají velký potenciál regenerace přirozenou sukcesí. Sukcese zde probíhá téměř okamžitě a oproti jiným typům posttěžebních prostorů zde dochází k rychlé kolonizaci dřevin (s výjimkou příkrých svahů a suchých stanovišť, kdy dřeviny tvoří dominantní složku vegetace) (Prach

et al., 2008). Se specifickými životními podmínkami panujícími v heterogenním prostředí žijí například smil písečný (*Helichrysum arenarium* L.; C2, zákonem chráněný druh v ČR), sítina strboukatá (*Juncus capitatus* Weigel; C1, zákonem chráněný druh v ČR) nebo čilimník řezanský (*Chamaecytisus ratisbonensis* Schaeffer; C4) (Příloha č. 3) (Řehouňková, 2006), ale i množství blanokřídlých druhů hmyzu jako je kutivka tmavá (*Alysson spinosus* Panzer, 1801). Rovina oproti členitějšímu povrchu geodiverzitu příliš nezvyšuje (Řehounek et al., 2010), avšak i tato místa (především vlhčího charakteru) jsou lokalitami přesličky různobarvé (*Equisetum variegatum* Schleich.; C2, zákonem chráněný druh v ČR), plavuňky zaplavované (*Lycopodiella inundata* L.; C1, zákonem chráněný druh v ČR) (Řehouňková, 2006) nebo výskytu čolka obecného (*Lissotriton vulgaris* Linnaeus, 1758; silně ohrožený druh, zákonem chráněný v ČR).

4. 4 Kaolínky a hliniště

Definice těchto těžeben též není konkrétně rozlišována v právních předpisech ČR. V širším slova smyslu se jedná o oblasti povrchové těžby jílovitých minerálů s příměsí bentonitu, illitu, chloritu a kaolinitu. Hliniště jsou těžena pro cihlářské suroviny, které jsou složeny z již zmiňovaných jílovitých minerálů s podílem křemene, slídy a karbonátových hornin (Svoboda et al., 2013). Reliéf se vlivem těžby konvexně tvaruje. Součástí těžeben jsou i výsypky a plavírny s kaskádovitě tvarovanou sedimentační nádrží. Propustnost nevytěženého podloží je velice nízká, a tak zde dochází k rychlému zatápění vodou. Charakteristický je minimální výskyt organických látek a spíše acidita prostředí (Řehounek et al., 2010).

Výskyt takových oblastí s ložisky je situován v nižších nadmořských výškách. Ke konkrétním oblastem se řadí Plzeňsko, Podkrušnohorské a Jihočeské pánve či Znojemsko. Jako druhotné nerosty jsou těženy jílovité minerály, společně s uhlím, např. v některých lomech severočeské pánve (Starý et al., 2012).

Místními podmínkami se tyto antropogenní biotopy jednak podobají stepním stanovištím, ale též mokřadním stanovištím stojatých vod. Potenciál takových těžeben je tak pro průběh spontánní sukcese ohromný. Pozoruhodný je tak výskyt především mokřadních rostlinných druhů jako bublinatky menší (*Utricularia minor* L.; C2, zákonem chráněný druh v ČR), mochny bahenní (*Comarum palustre* L.; C4)

(Řehounek et al., 2010), brouků jako zeměkopa (*Georissus crenulatus* Rossi, 1794; kriticky ohrožený druh v ČR) (Boukal, 2010) či výskyt stepních pavouků slíďáka tatarského (*Lycosa singoriensis* Laxmann, 1770; druh na území ČR vymizelý) a slíďáka kouřového (*Pardosa nebulosa* Thorell, 1872) (Hula et Šťastná, 2010).

4. 5 Rašeliniště

V zákonném opatření č. 61/1956 Sb., o těžbě rašeliny pojem rašeliniště není definován a je zde pojednáváno pouze o těžbě. Vícha (2010) charakterizuje rašeliniště jako mokřadní biotop vyznačující se vysokou produkcí rostlinné biomasy, která je nedostatečně rozkládána vlivem nepříznivých podmínek, například vlivem nadměrného zamokření. Rašelinu tak tvoří ne zcela rozložený rostlinný materiál s převahou organických látek a kyselin. O tomto biotopu lze hovořit jako o velice vzácném reliktu, neboť se rozkládá přibližně na 0,3% rozlohy území ČR a je stanovištěm specializovaných druhů (Gremlica et al., 2012).

Těžba rašeliny, oproti ostatním těžbám, je mnohem závažnějším zásahem do krajiny, neboť dochází k degradaci specifického biotopu (Robert et al., 1999). Lokalit s probíhající těžbou není na území ČR mnoho, avšak když už tomu tak je, rozsah těžby zaujímá až 200 ha. Tradiční oblasti těžby představují jižní Čechy (především na Šumavě a na Třeboňsku), Krušné hory a Slavkovský les (Prach et al., 2008).

Posttěžební plochy rašelinišť mají 100% potenciál pro zahájení spontánní sukcese. Vývoj vegetace a na ní vázané druhy živočichů je limitován mnoha faktory. Jedním z hlavních jsou vlhkostní poměry, neboť deficitem není umožněn vývoj mokřadních a specifických společenstev (Řehounek et al., 2010). Na sušších místech tak probíhá sukcese pomaleji, v případě vlhčích stanovišť je rozvoj rychlejší. Např. *Drosera rotundifolia* vytváří početné porosty v posttěžebních oblastech Krušných hor (Příloha č. 4). Z bezobratlých byly zpozorovány například okáč stříbrooký (*Coenonympha tullia* Müller, 1764; kriticky ohrožený druh v ČR), píďalička rojovníková (*Eupithecia gelidata* Möschler, 1860; zranitelný druh v ČR) či kovařík (*Ampedus pomonae* Stephens, 1830; téměř ohrožený druh v ČR) (Spitzer et al., 1999).

4. 6. Odkaliště

Dle §55 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) jsou odkaliště vodními díly, navíc dle vyhlášky č. 51/1989 Sb. Českého báňského úřadu (ČBÚ) o bezpečnosti a ochraně zdraví při práci a bezpečnosti provozu při úpravě a zušlechťování nerostů §1 i úložným místem pro ukládání kalů po úpravě nerostů. V dalších právních předpisech se tak odkaliště rozumí jako úložná místa.

Jedním z druhů jsou struskopopílková odkaliště. Do uměle vytvořených lagun je tak ukládán popílek, jenž je odpadním produktem při spalování uhlí v tepelných elektrárnách či teplárnách (Vaňková, 2005). Dalším druhem úložišť na území ČR jsou odkaliště rud a chemických závodů. Oproti běžně se vyskytujícím negativním vlivům uváděných u předešlých posttěžebních prostorů, je u odkališť nebezpečí úniku rizikových prvků do ovzduší, podzemních a povrchových vod či půdy, neboť tyto prvky mohou proniknout do potravních řetězců a ohrožovat tím nejen lidské zdraví (Řehounek et al., 2010). Nejčastěji jsou struskopopílková odkaliště situována v blízkosti tepelných elektráren a tepláren, avšak v sousedství vodních toků či zemědělských ploch v nižších nadmořských výškách. Oproti tomu rudná odkaliště jsou situována ve vyšších polohách vzhledem k nalezištím rud ve vyšších nadmořských výškách (Vaňková, 2005).

Na území ČR se dle aktualizovaného seznamu ke dni 31. 12. 2014 nachází 25 odkališť. Největší zastoupení těchto lagun je zejména v ústeckém, pardubickém a středočeském kraji (MZe, 2014). Většina registrovaných odkališť sloužila nebo doposud slouží k ukládání struskopopílkových odpadů.

Oproti ostatním typům posttěžebních prostorů neumožňují odkaliště rychlý nástup sukcesních pochodů. To je způsobeno především množstvím stresových abiotických faktorů (nízkou hodnotou pH, chemickým složením substrátu, vysokým obsahem těžkých kovů, hydrologickými poměry) (Eyre et al., 2003). Potenciál odkališť přirozeně zarůst není tedy tak velký, neboť často limitujícím faktorem je i dostupnost diaspor z okolí, jejichž iniciální pokus o kolonizaci má vysoké procento úmrtnosti. Naopak uchycená vegetace je ostrůvkovitě dispergovaná a k zápoji dochází nejdříve po 10 letech (Vaňková, 2005). Za zajímavé exempláře nalezených v prostředí odkališť lze považovat svižníka písčinného (*Cicindela arenaria*

viennensis Schrank, 1781) (Kletečka et al., 2006) či Klabník a kol. (2002) uvádí hnízdiště bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe* Linnaeus, 1758; silně ohrožený druh, chráněný zákonem ČR) v již neužívaných potrubních přivaděčích či výskyt písíka obecného (*Actilis hypoleucos* Linnaeus, 1758; silně ohrožený druh, chráněný zákonem ČR).

5. Terminologie spjatá s disturbovaným územím

Těžba nerostných surovin s sebou vždy přináší řadu negativních vlivů. Při otvírce těžebních, spíše malých prostor, bývá dopad na krajinu mnohem menší. Jde-li ale např. o těžbu hnědého uhlí v rozsáhlých povrchových dolech, jsou přímé vlivy na krajinu větší a v začátcích těžby více negativní (Cílek, 1999; Sádlo et Tichý, 2002). Jednou z nejvýznamnějších změn se stává zábor ploch velkého rozsahu, na nichž se projevuje *degradace* nebo úplná *devastace*. *Degradaci* je myšleno poškození či znehodnocení jedné nebo několika složek či funkcí krajiny (Štýs, 1990; Forman et Godron, 1993). Oproti tomu *devastace* značí změnu či poškození většiny přírodních složek a funkcí krajiny v určitém území, což vážně narušuje danou krajinu (Forman et Godron, 1993). Štýs (1990) uvádí, že „degradovaná krajina se moc nezmění“, kdežto „krajina devastovaná se natolik mění, že naprosto ztrácí svůj původní ráz a také charakter“.

Byla vyvinuta velká řada nápravných opatření jak v krajině, tak i v jejích částech, jak obnovit základní přírodní ale i socioekonomické funkce. V rámci řízených a z části technických procesů obnovy v krajině degradované či devastované rozlišuje Štýs (1990) dva základní termíny:

Melioraci – u ní dochází k obnově jen některých vlastností dané krajiny, která je degradovaná.

Rekultivaci – týká se krajiny devastované, a dochází při ní k úpravě všech přírodních prvků krajiny, což vede k novému stavu těchto prvků v krajině (Obr. 1).

Dalším důležitým pojmem se stává *renaturalizace*. Dříve byly termíny *revitalizace* a *renaturalizace* chápány nesprávně jako velmi blízké až téměř zaměnitelné (Štýs, 1990). Dnes je ale zřejmé, že jsou mezi nimi velké rozdíly. *Renaturalizace* je totiž chápána jako obnova původního přírodního stavu území v antropogenně zasažené krajině. Pozměněné plochy v důsledku těžby, kde se zcela

změnily abiotické podmínky ale i samotný tvar reliéfu, už nelze uvést do původní podoby, proto se pak mluví o *revitalizaci* území ve smyslu znovuoživení a dalšího funkčního zapojení do krajiny (Cílek, 1999). Jde tak o obnovu přírodního ekosystému, kdy nově utvořený ekosystém nebude sice stejný jako původní, ale bude mu velice podobný (Kovář, 2006). *Revitalizace* je tedy chápána jako obecné zlepšení stávajícího ekosystému a zvýšení ekologické stability ekosystému (Prach, 2006).

Revitalizace nemusí být spontánně probíhající proces inscenovaný pouze abiotickými a biotickými činiteli, neboť v řadě případů *revitalizaci* napomáhá podpůrný zásah člověka, ale lze ji většinou chápat jako zcela přírodní proces obnovy devastované krajiny, bez dalšího lidského zásahu, při níž biologická obnova probíhá díky kolonizaci a následné spontánní sukcesi, a vede tak ke vzniku nového přírodního ekosystému (Stalmachová, 1996). Navazujícími pojmy, jako je *spontánní sukcese a přírodě blízká obnova*, jsou vysvětleny podrobněji v kapitolách 7. 1 a 7. 4.



Obr. 1: Zemědělská rekultivace v podobě osevu travními porosty. Lokalita: Hnědouhelná výsypka Merkur (okres Chomutov), ČR. Foto: Radek Hlávka (2011).

6. Převažující přístup k posttěžebním prostorům

Z dob minulých stále převažuje názor, že těžbou narušené území je třeba co nejrychleji ošetřit a navrátit do původního stavu a následně opět hospodářsky využít (Čermák et al., 2002). Apelováno je tak především na oblasti, které jsou hustěji osídlené (Stalmachová, 1996). Na „scénu tak přichází“ rekultivace neboli umělý způsob tvorby nové krajiny, s předem stanoveným finálním výsledkem, splňujícím socioekonomické zájmy a umožňujícím budoucí hospodaření (Kryl et al., 2002; Hendrychová et al., 2012). Následné správné dodržení rekultivačních postupů povede k vytvoření nového kulturního stavu k trvalému užívání (Dimitrovský, 2000). Bradshaw (1996) je však názoru, že význam pojmu rekultivace je nejednostranný.

Na území ČR již při návrhu dobývací oblasti předkládá těžební organizace, obsahem souhrnného plánu sanace a rekultivace, návrh celkové úpravy dotčených územních struktur, v souladu s vyhláškou ČBÚ č. 172/1992 Sb., o dobývacích prostorech, ve znění pozdějších předpisů. Tuto odpovědnost udává horní zákon, kdy dle §31 na územích dotčených těžbou jsou těžební organizace povinny provádět sanaci, která zahrnuje i rekultivace a na tyto činnosti vytvářet finanční rezervy. Zákon definuje sanaci jako odstranění škod komplexní úpravou území a územních struktur. S tím však souvisí jednak §4 zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, jenž trvá na tom, aby po ukončení nezemědělské činnosti došlo k terénním úpravám, aby nastala rekultivace dotčené půdy a aby v souladu s rekultivačním plánem byla uzpůsobena k plnění dalších funkcí v krajině, a jednak má spojitost s §13 zákona č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů, jenž předkládá povinnost právnickým a fyzickým osobám vykonávajícím těžební aktivitu v podobě tvorby podmínek pro následnou rekultivaci uvolněných plocha po ukončení těžby zrekultivovat dotčené pozemky, aby mohly být navráceny k plnění funkcí lesa.

Dále ještě podle §32 horního zákona ukládá těžební společnosti povinnost vypracovat Plán otvírky, přípravy a dobývání (POPD) vyhrazeného ložiska a před ukončením provozu vytvořit plán zajištění nebo likvidace těžebních prostorů. Součástí POPD musí být pravděpodobná výše nákladů na úpravy důlních škod vzniklých plánovanou činností a návrh výše a tvorby finanční rezervy. POPD je předkládán Obvodnímu báňskému úřadu (OBÚ), který zároveň schvaluje vedení a povoluje čerpání rezerv po vyslovení stanoviska MŽP a dotčených obcí podle §37.

Vedle rezerv je na rekultivace přispíváno částkou 25 % z úhrady z vydobytých nerostů, jež těžební společnost odvádí OBÚ a ten částku rozděluje do kapitol státního rozpočtu - konkrétně 12,5 % směřuje MŽP, které částkou disponuje na zneškodnění důlních děl, a 12,5 % putuje Ministerstvu průmyslu a obchodu (MPO), jež tuto částku odvádí na nápravu škod v životním prostředí (ŽP) způsobených těžbou. Navíc je organizace, která je oprávněná dobývat, povinna odvádět OBÚ roční úhradu z dobývacího prostoru v rozmezí 100–1000 Kč/ha dle stupně ochrany životního prostředí týkající se oblasti a dle dopadů těžby na životní prostředí, jež stanoví vláda nařízením. Vzhledem k utlumení těžby v ekonomicky neefektivních těžebních prostorech, jak uvádí Starý et al. (2012), přispívá stát prostřednictvím dotací ze státního rozpočtu na zahlazení následků hornické činnosti dobývací výhradní i nevýhradní nerosty, z čehož významnou část představují uhelné doly a jejich deponie. Představu o částce vynaložené na rekultivační vyobrazuje tabulka (Příloha č. 8).

Nutno však podotknout, že výše zmíněné právní normy se netýkají těžby rašeliny, neboť §2 horního zákona nepovažuje rašelinu za nerost. Záležitosti ohledně těžby a rekultivace rašelinišť upravuje zákonné opatření č. 61/1956 Sb., o těžbě rašeliny, ve znění pozdějších předpisů. Již §1 je apelováno, aby byla rašeliniště po skončení těžby nejvhodnějším způsobem asanována, a to zejména rekultivací. Prostřednictvím §5 má těžební podnik povinnost vypracovat projekt a plán, jež musí být zpracovány tak, aby postup těžby umožňoval nejehospodárnější a nejrychlejší rekultivaci. Dále §7 ukládá těžebnímu podniku povinnost učinit půdní úpravy nutné k rekultivaci určené projektem a plánem. Další činnosti spjaté s rekultivací pak provede ten, kdo bude území po rekultivaci užívat. Podrobnější předpisy o těžbě rašelin uvádí Vyhláška č. 151/1957 Úředního listu.

6. 1 Rekultivace posttěžebních prostorů

Rekultivace území využívá ve svém procesu biologických a technických postupů a činností. Cílem této aktivity bývá zejména obnovení funkce a možnosti využití plochy těžbou zdevastované. Rekultivace odstraňuje poškození vyvolané těžebními postupy a dále připravuje rekultivované území pro její další funkci a využití. V užším slova smyslu bývá procesem rekultivace míněn soubor

biotechnických a technických opatření, která odstraňují negativní vlivy těžby nerostných surovin. (Štýs, 1990; Dimitrovský, 1999; Kryl et al., 2002).

Současná rekultivační praxe se odehrává ve 3 na sebe navazujících fázích:

- přípravná fáze,
- technická fáze,
- biologická fáze,

které jsou podrobněji popsány v kapitolách 6. 2 – 6. 4. 4 .

6. 2 Přípravná fáze rekultivace

Procesem rekultivace může dojít k relativně rychlé tvorbě půdy pro možnost opětovného využití. Avšak význam slova kultivace představuje navrácení půdy do řádného stavu (Prach, 1995).

Již během těžby probíhají průzkumné a projekční práce (Štýs, 1990), přičemž vzniká rekultivační plán, jenž má být postupem při komplexním odstraňování škod antropogenně narušeného území. Pro naplnění účinnosti rekultivace musí být v posttěžebním prostředí splněna dostatečná znalost vývoje a stavu vegetace v místních podmínkách (Dimitrovský, 2000) či je vhodná spolupráce s konkurencí a poznání jejich zkušeností se způsoby rekultivace (Pearman, 2009). U rozměrnějších stanovišť je však důležité počítat s rozmístěním rekultivačních prací tak, aby byla účinnost co nejvyšší (Štýs, 1990).

6. 3 Technická fáze rekultivace

Samotný začátek prací spočívá v úpravě terénu, díky níž je povrch země zformován tak, aby mohl být účinně využit (Cooke et Johnson, 2002; Gremlica et al., 2013). V rámci technické rekultivace dochází v jakýchkoliv typech posttěžebních stanovišť k navezení úrodných či potenciálně úrodných půd a k pracím zlepšující úživnost půdy. Důležitá je rovněž tvorba či údržba přístupových komunikací vzhledem k použití těžké techniky. Úkoly těchto prvotních úprav, dle koncepce rekultivací, spočívají v odstranění extremity prostředí, začlenění upraveného reliéfu do okolní krajiny, v protierozním zabezpečení a úpravě odtokových poměrů

(Stalmachová, 1996). Záleží však na typu posttěžebního stanoviště, neboť k odlišným úpravám dochází na haldách, k jiným zase třeba na odkalištích.

V současnosti je na území ČR technicky rekultivována převážná část hald. Po sesednutí materiálu na výsypkách či odvalech, zhruba po 8 letech (Dimitrovský, 2000), dochází k velkému transportu skrývkových zemin, k následnému zarovnávání mikroreliefních elevací, k zasypávání či odvodňování zvodněných depresí, ke snižování sklonitosti haldy a k převrstvení ornici nebo zúrodnitelnými půdami. Těmito úpravami je tak dosaženo stability, přístupnosti i zajištění proti erozi (Štýs, 1990). Vznikají tak téměř plochá, homogenní území v rozsáhlém měřítku (Gremlica et al., 2013).

Lomové strmé a rozpraskané stěny jsou upravovány do mírnější sklonitosti a dochází k umělé modelaci (Řehounek et al., 2010). V některých případech dochází k zabezpečení bývalého dobývacího prostoru a k následnému ukládání odpadu. Typický vzhled kolmých stěn menších pískoven, těžeben kaolínů a cihlářských hlín jsou uměle dotvářeny na svahy o malé sklonitosti převrstvením s užitím skrývky a ornici. Pozůstatky jam jsou leckdy využity jako úložiště odpadních materiálů či jsou zavezeny skrývkovým materiálem z odpadních hald. Po zaplnění prostoru odpadem se uložený materiál též převrství skrývkou a ornici a je možné ho ještě biologicky zrekultivovat (Gremlica et al., 2013).

U odkališť spočívají technická opatření ve stabilizaci povrchu (umístěním geotextilií, přidáním chemických směsí) a navážce zeminy, která je rozprostřena po celé ploše do výše v rozmezí 30–50 cm. Následuje homogenizace navezeného materiálu pomocí půdní frézy a další postup se odvíjí od cíleného stavu biologické rekultivace (Fiala, 2007).

V rámci technických rekultivací by měly být odstraněny veškeré těžební technologie a technická zařízení. Dle způsobu dalšího využití jsou následné pracovní postupy rozdílné. Od toho se odvíjí i širší rozpětí částky za vykonání technické části rekultivace, a to od 300.000–800.000 Kč/ha (Gremlica et al., 2013).

6. 4 Biologická fáze rekultivace

Po dokončení technické rekultivace následuje proces biologické rekultivace, čímž je myšleno zakládání a následná údržba ploch s rostoucí vegetací podle cílového výsledku a s ním spjatém druhu rekultivace (Stalmachová, 1996). Dle horního zákona se v rekultivační praxi nejčastěji jedná o lesnickou, zemědělskou, hydričskou rekultivaci a rekultivaci ostatního typu. Ostatním typem rozumí Stalmachová (1996) i rekultivace vytvářející přírodní typy společenstev. Mezi cíle patří dosažení zdravotně hygienické nezávadnosti posttěžebního prostoru a dosažení hospodářského využití. Dalším z cílů je i regenerace vodního koloběhu a tvorba vegetačního pokryvu, čímž nastanou nižší ztráty vody a látek v prostředí. Například je využíván rákos obecný (*Phragmites australis* Cav.), který svými porosty umožňuje kondenzaci vypařující se vody při evapotranspiraci (Broumová et al., 2007).

6. 4. 1 Lesnická rekultivace

Do poloviny 20. století se v rámci lesnické rekultivace na území ČR vysazovaly pionýrské rychle rostoucí dřeviny, například bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth), olše lepkavá (*Alnus glutinosa* L.), topol osika (*Populus tremula* L.) či vrba jíva (*Salix caprea* L.) (Dimitrovský, 2000). S postupem doby se využívané dřeviny začaly rozdělovat na přípravné, meliorační a cílové. V současné praxi probíhá taková rekultivace ve 2 stádiích (Gremlica et al., 2013).

V rozmezí prvních 3 let nastává mechanická a chemická příprava půdy a vysazování dřevin (Gremlica et al., 2013). Praxe spočívá v zavezení upraveného terénu organickým materiálem (v podobě štěpky, drcené kůry či ornice z jiné lokality) a minerální složkou – nejčastěji melioračním slínovcem (Dimitrovský, 2000). Dalším krokem je vysázení 2–3 letých školkovaných prostokořenných sazenic dřevin v hustém sponu (Štýs, 1996). Růst sazenic je tak rychlejší a kmeny jsou bez suků. V mnoha případech se tak monokulturně vysazuje borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), která je majiteli pozemků preferována z ekonomických důvodů. Taktéž je vysazován např. dub letní (*Quercus robur* L.), habr obecný (*Carpinus betulus* L.), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior* L.), javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.), modřín opadavý (*Larix decidua* Mill.) či olše lepkavá

(*Alnus glutinosa* L.). Vysazovány jsou v menší míře i nepůvodní druhy jako dub červený (*Quercus rubra* L.) na Střimické výsypce nebo javor jasanolistý (*Acer negundo* L.) na Buštěhradské haldě (Gremlica et al., 2013). Volba výsadby však silně závisí na lokálních stanovištních podmínkách (Chaulya et al., 2000).

Druhým stádiem je po dobu 6-8 let pěstební péče v podobě ožínání dřevin před bujně rostoucími ruderalními bylinami, potírání rodenticidy, aby bylo zabráněno okusu zvěří či případné prořezávky (Řehounek et al., 2010; Gremlica et al., 2013). Štýs (1996) upozorňuje, že důslednost je v této fázi povinností. Avšak dle lokálních podmínek se potřebné aktivity liší.

Celý proces rekultivace musí být v souladu s lesním zákonem a vyhláškou Ministerstva zemědělství (Mze) ČR č. 77/1996 Sb., o náležitostech žádosti o odnětí nebo omezení a podrobnostech o ochraně pozemků určených k plnění funkcí lesa. Lesní porosty na posttěžebních stanovištích tak mají naplňovat půdotvorné, půdoochranné, bioklimatické, estetické a rekreační funkce a řadí se do kategorie lesů ochranných a účelových.

Lesnická rekultivace je nejčastěji uplatňována na výsypkách (Štýs, 1990), v pískovnách, v těžebních jílů a na rašeliníštích (Řehounek et al., 2010). Náklady na lesnickou rekultivaci se pohybují mezi 300.000–600.000 Kč/ha. Na území ČR aktuálně realizace lesnických rekultivací oproti ostatním typům stoupá a od roku 2012 se uvažuje o využití takových ploch pro pěstování rychle rostoucích energetických plodin, kterými jsou stromy čeledi vrbových (*Salicaceae*), a to konkrétně kříženci topolů (*Populus*) či vybrané druhy vrb (*Salix*), např. vrba lýkocová (*Salix daphnoides* Vill.) (Gremlica et al., 2013).

6. 4. 2 Zemědělská rekultivace

V případě, že dotčené území bylo kvůli těžbě vyjmuta ze zemědělského půdního fondu a je-li opětovně plánováno lokalitu zemědělsky využít, je nutné realizovat zemědělskou rekultivaci. Její uskutečnění však musí na území České republiky splňovat podmínky zákona č. 334/1992 Sb. a jeho prováděcích předpisů, především vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb., která zajišťuje další podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Do poloviny 20. století se na území dnešní České republiky provádělo jednoduché kultivování substrátů bez použití skrývky či ornice. Později se začala uplatňovat i ornice, přičemž momentální podobu realizované zemědělské rekultivace výrazně ovlivnila změna ekonomiky, snížení tuzemské potravinářské produkce a změna vlastnických vztahů na pozemcích (Gremlica et al., 2013). Obnova vytěžené půdy je jakýmsi základním kamenem rekonstruující narušený ekosystém. Prioritním cílem je tak regenerace půdy do stavu, aby byla opět schopná vytvářet půdotvorné procesy. Zvyšující se degradaci půdy v evropské krajině je zemědělské rekultivace leckdy vítanou činností (Cooke et Johnson, 2002), jak však uvádí Gremlica et al. (2013), v podmínkách České republiky má však tato metoda za poslední roky klesající tendenci.

Aktuálně praktikovaný technologický postup zahrnuje překrytí zájmové plochy ornici či zúrodnitelným materiálem, orbu, vláčení, smykování, setbu přípravných rostlin fixujících dusík (Řehounek et al., 2010), jejich následné zaorání, hnojení a cílové pěstování plodin, ovocných stromů nebo vytvoření trvalých travních porostů (Gremlica et al., 2013). Úkolem osevního postupu je vytvoření půdy, aniž by půda musela zajišťovat okamžité hospodářské využití. Až následnými technologickými postupy je urychlen půdotvorný proces a dosažena homogenita stanoviště. Úspěšnost rekultivace závisí na pravidelných agrotechnických zásadách a osevních postupech, v pravidelných cyklech 5–8 let na výsypkách (Hendrychová et al., 2012), a 2–6 let na méně rozměrných posttěžebních plochách (Gremlica et al., 2013).

Zemědělsky rekultivované bývaly a stále jsou především výsypky, pískovny a v omezené míře i rašeliniště. Odkaliště byla v minulosti překrývána geotextíliemi, poté vápnitými tmely, převrstvena ornici a hnojena kejdou či eutrofizovanou říční vodou (Řehounek et al., 2010). Dnes bývá k rekultivaci užíván stabilizát (tuhý zbytek po spalování uhlí s přídavkem vápence), na který je později nasypána ornice (Kryl et al., 2002). Náklady na vytvoření podmínek pro produkční činnost vychází na 100.000–300.000 Kč/ha (Gremlica et al., 2013).

6. 4. 3 Hydrická rekultivace

Metoda hydrické neboli hydrologické rekultivace se na území ČR začala praktikovat ve větší míře s nástupem 21. století (Gremlica et al., 2013). Postup při realizaci se řídí vodním zákonem a vyhláškou č. 590/2002 Sb., o technických požadavcích pro vodní díla.

Realizace takové rekultivace spočívá v zaplavení především velkých jam a hlubokých depresí po těžbě - ať už s pomocí technologie či přirozenějšími variantami – povrchovou vodou nebo průsakem (Dimitrovský, 2000). Z technického hlediska jsou součástí výstavby odvodňovací příkopy, drény, retenční nádrže a poldry, jež regulují v krajině odtok vody a zachycují erozní sedimenty v souladu s §15 vodního zákona. K důležitým praktikovaným činnostem patří především utěsnění sloje a zabezpečení břehových svahů (Kryl et al., 2002; Hendrychová et al., 2012).

V současnosti dochází především k tvorbě velkých jezer v Severočeské pánvi ČR (Řehounek et al., 2011). Jedno z nejnovějších, Milada, vzniklo v prostoru bývalého hnědouhelného lomu na Ústecku. V roce 2014 vznikla další dvě rozsáhlá jezera v místech bývalých hnědouhelných lomů a to jezero Most na Mostecku a jezero Medard na Sokolovsku, které se v současné době ještě napouštějí vodou z řeky Ohře prostřednictvím trubních přivaděčů. Těto alternativy je však užíváno ve všech zmiňovaných typech posttěžebních prostorů kromě odkališť. Náklady se na první pohled nezdají příliš vysoké – 1 ha přijde na 1.900–7.800 Kč (Gremlica et al., 2013), pro představu Stuchlík (2013) uvádí, že jen samotné zatopení mosteckého jezera přijde ve výsledku na 500 miliónů Kč.

6. 4. 4 Ostatní rekultivace

Ostatní rekultivace nabízejí široké spektrum možností s prioritně estetickou, sociálně-ekonomickou a rekreační funkcí. Myšlenkou takové rekultivace je tak uspokojení potřeb člověka (Botková et Kupec, 2010). I jejich provádění musí být v souladu se zákonem č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon). Rekultivace zahrnují tvorbu rozptýlené zeleně a doprovodné zeleně do 0,3 ha v podobě příměstských parků, stromořadí či sadů, zřízení míst pro rekreaci a sport či vytváří možnosti pro zástavbu lidskými sídly, případně podnikatelských

záměrů (Dimitrovský, 2000; Řehounek et al., 2010; Hendrychová et al., 2012; Gremlica et al., 2013). Není-li záměrem na posttěžební lokalitě stavět, rekultivace 1 ha přijde na 300–2.800 Kč. Ukázkovým příkladem se jeví rekreačně-sportovní rekultivační park Velebudice o ploše 785 ha vytvořeném na výsypce po těžbě hnědého uhlí. Součástí plochy je hipodrom, fotbalové a golfové hřiště, farma s chovem dostihových koní, lesopark a naučný park (Gremlica et al., 2013).

Kompletní přehled typů provedených rekultivací po těžbě výhradních nerostných surovin na území ČR prezentuje tabulka (Příloha č. 9).

6.5 Zákonná ochrana míst posttěžební činnosti

Posttěžební prostory byly zájmem ochránců přírody už mnohem dříve. Dokládá to i vyhlášení 156 zvláště chráněných území (ZCHÚ) v ČR, jejichž minulost je spjata s těžbou nerostných surovin (Starý et al., 2012). Pro srovnání je zajímavostí, že jen v oblasti Porýní ve Spolkové republice Německo je 150 chráněných lokalit takového rázu (Cílek, 2002). V ČR jsou jednotlivé lokality rozděleny dle stupně ochrany. K roku 2009 se jednalo o 19 NPP, 121 PP a 16 PR. Největší zastoupení lokalit představuje středočeský kraj, neboť oblast Českého krasu je na tyto oblasti bohatá (Starý et al., 2012). Převážně jsou chráněny bývalé lomy, avšak statut chráněného území vlastní i 6 dolů a 3 deponie. Předmětem ochrany většiny lokalit je geologický význam, dalším nejčastějším zájmem ochrany je potom ochrana obojživelníků, plazů a letounů. PP Roudný (středočeský kraj) byla dokonce vyhlášena kvůli ochraně bezobratlých živočichů (Kletečka et al., 2006). Navyšující se množství ZCHÚ s těžební minulostí může časem spadat pod soustavu NATURA 2000 v podobě evropských významných lokalit (EVL). K roku 2009 bylo označeno statutem EVL, z celkových 156 ZCHÚ posttěžebního charakteru, 36 lokalit (Řehounek et al., 2010).

7. Ekologie obnovy – úvod do problematiky

Maloplošná ZCHÚ s těžební minulostí získala záštitu ochrany přírody většinou pouze díky „jednomu“ důvodu (příkladem může být již zmiňovaná PP Roudný, kde je důvodem ochrany svižníka (*Cicindela arenaria subsp. vienensis*) (Kletečka et al., 2006). S přibývajícími studiemi o posttěžebních stanovištích se navyšuje počet praktických důkazů, které dokládají význam kolonizace z více hledisek. Převážně však jde o hledisko biodiverzity – zejména kolonizaci raně sukcesních druhů specialistů (např. Borgegard, 1990; Marrs et Bradshaw, 1993; Ursic et al., 1997; Wiegleb et Felinks, 2001; Holl, 2002; Tischew et Kirmer, 2007). V současné době je však úbytek biodiverzity celosvětový problém, o což se svou činností zasloužil především člověk (Cooke et Johnson, 2002; Grooten, 2012). Dle Strategie Evropské unie (EU) je do roku 2020 nutné zastavit úbytek biologické rozmanitosti a degradaci ekosystémových služeb, v maximálním možném rozsahu ekologické služby obnovit a současně zvýšit podíl EU na odvrácení úbytku biologické rozmanitosti v celosvětovém měřítku. Jedním z hlavních 6 cílů je tak obnova alespoň 15 % poškozených ekosystémů a zvýšení biodiverzity v produkčních ekosystémech (Evropská komise, 2011). Na tuto koncepci reagovali výzvou k vládě ČR i účastníci 8. evropské konference o ekologické obnově, uskutečněné v září roku 2012 v Českých Budějovicích. Upozornili na možnosti využití efektivnějších a levnějších způsobů přírodě blízké obnovy oproti leckdy zbytečným a finančně dražším technickým rekultivacím (ECER, 2012).

Prvotní iniciace na zastavení degradace ekosystémů a možnosti jejich obnovy se objevily již ve 30. – 40. letech 20. století, kdy Aldo Leopold (považovaný za otce managementu divoké přírody) se prakticky zabýval obnovou pozemků opuštěné zemědělské usedlosti ve Wisconsinu, v USA, jehož experiment spočíval v opětovném vybudování původního ekosystému vysokostébelných travinných préríí (Halle, 2007). Nezávisle na sobě se podobné studie začaly objevovat i jinde ve světě – ať v podobě průzkumů ekosystémů degradovaných přírodními živly nebo antropogenními vlivy, jako posttěžební stanoviště (Jefferson, 1984). Roku 1987 byla v USA založena Společnost pro ekologickou obnovu (Society for Ecological Restoration - SER), jenž sdružuje vědce, odborníky a lidi z rozhodovacích vyšších postů. Od roku 1993 společnost vydává časopis Restoration Ecology, kde je prioritně

řešena problematika, týkající se aplikace ekologických teorií v praxi na degradovaných stanovištích (Wortley et al., 2013).

Proces, který napomáhá k obnově ekosystému, který byl znehodnocen, poškozen nebo zničen, je označován jako *přírodě blízká obnova* (*ecological restoration*) (SER, 2004). Z užšího pohledu je iniciátorem *přírodě blízké obnovy* spontánní sukcese (Prach, 2009), přičemž Young (2000) a Harris et van Diggelen (2006) dodávají, že se jedná o multidisciplinární přístup, který aplikuje vyvozené koncepty více oborů. Jedná se tak o ochranu přírody, ekologii sukcese, hydrologii, invazní biologii, ostrovní biogeografii a krajinnou ekologii. Vědeckým oborem, jenž zkoumá tyto procesy, je obor *ekologie obnovy* (*restoration ecology*), subdisciplína obecné ekologie (Walker et al., 2007). Stalmachová (1996) definuje *ekologii obnovy* jako obor zabývající se regenerací narušené krajiny a s ní spjatých narušených či zaniklých biotopů, přičemž v širším rozsahu zahrnuje částečnou či celistvou obnovu původního stavu, ekotechnologické vylepšení, rekultivaci a revitalizaci. S oborem ekologie obnovy však souvisí i další jako jsou botanika, zoologie, hydrobiologie či půdní biologie. Nejdůležitější složkou je botanika, neboť rostliny zastupují nezaměnitelnou roli primárních producentů a příhodně indikují vytvářející se prostředí (Prach, 2009). Mimo to ústředně řeší biologickou rozmanitost, stanovištní heterogenitu, odolnost a udržitelnost nově vznikajícího biotopu (Walker et al., 2007). Allen et al. (1997) a Halle (2007), poznamenávají, že fixní definice vystihující podstatu rozsahu oboru není pevně stanovena.

Iniciální teorie oboru *ekologie obnovy* se však na samotném počátku ocitaly v rozporu s teoriemi oboru *ochrana přírody*, neboť ochránci přírody tvrzení o biologickém potenciálu posttěžebních míst odmítali. Zastávalo se totiž názoru, že ochranu si zasluhují oblasti nedotčené člověkem (Řehounek et al., 2010). Dalo by se říci: „Paradoxní spor“, jenže propagandisté ekologie obnovy, oproti ochránářům, neměli své teorie pevně podložené jako již několik let se vyvíjející principy ochrany přírody (Allen et al., 1997). Z ochránářského hlediska a v prvotních začátcích rozvoje *ekologie obnovy* bylo hlavním principem zachovávat a obnovovat přírodní biotopy. Postupem času se však začaly objevovat mapy znázorňující výskyt organismů v regionálním, národním a až téměř v globálním měřítku v místech degradovaných lidskými aktivitami, např. v těžebních oblastech (Cooke et Johnson, 2002). Podnětem ke změně názoru leckterých odborníků tak přispěly až procesy,

jakými jsou biologická hodnocení či hodnocení možných dopadů lidské činnosti na životní prostředí. Přicházeli tak další informace potvrzující výskyt ohrožených druhů (Jefferson, 1984; Marrs et Bradshaw, 1993). V posledních letech 20. století tak došlo ke stvoření nových představ vymaňující názor, že nemůže vzniknout zcela stabilní a druhově diverzní ekosystém v místě s těžební minulostí a naopak došlo k podpoře heterogenity prostředí, která umožňuje vytvořit druhově bohaté společenstvo (Tropek et Řehounek, 2012). Obory *ekologie obnovy* a *ochrana přírody* se dnes již vzájemně doplňují a někdy označují jako ochranná biologie. V posttěžebních oblastech tak dnes vědci vidí ochranný potenciál (Jefferson, 1984; Prach et Pyšek, 2001; Hendrychová et al., 2012; Tropek et Řehounek, 2012).

Pohled na cíle ekologické obnovy je poněkud rozdílný. Z pohledu a výzkumů českých odborníků jsou cíle směřovány konkrétně na posttěžební stanoviště (Hendrychová et al., 2012; Gremlica et al., 2013). Ve zkrácené podobě jsou tyto snahy formulovány jako:

- přímá ochrana ohrožených a zvláště chráněných druhů planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů, jimž nepřirodní biotopy vyhovují podmínkami oligotrofního stanoviště pro život, hledání potravy a k rozmnožování
- zachování již fungujících cenných přírodních nebo přírodě blízkých ekosystémů s hodnotnými společenstvy organismů, které vznikly procesem přirozené sukcese v těžbou disturbovaném území
- realizace spontánní nebo řízené sukcese na morfologicky vhodných disturbovaných stanovištích ke vzniku přírodních či přírodě blízkých ekosystémů.

V rámci ČR tyto cíle souvisí i se zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Konkrétně §2 se zajišťuje obnovou a tvorbou nových, přírodně hodnotných ekosystémů v podobě rekultivací a jiných změn ve struktuře a využívání krajiny. Oproti tomu však SER (2004) přímo cíle ekologické obnovy neuvádí. V této souvislosti se však zmiňuje o cíli tohoto oboru jako „zahájení nebo usnadnění obnovy procesy přírodě blízkými, které vrátí ekosystému na svůj směr ekologického vývoje, jak tomu bylo před disturbancí.“

7.1 Spontánní sukcese na posttěžebních stanovištích

Odum (1977) definuje spontánní (neboli přirozenou) sukcesi jako postupnou obměnu zastoupení rostlinných a živočišných druhů ve společenstvu a změnu v tocích energie s postupujícím časem, jenž má tendenci zaměnit prvotně vznikající ekosystém za ekosystém jiný, konkurenčně schopnější. Vývoj sukcese předurčuje aktivita biocenózy, která od zahájení procesu ovlivňuje abiotické prostředí a podílí se na tvorbě kvalitativně jiných podmínek pro vývoj nové nástupnické biocenózy. Jefferson (1984), Galán (1997) hodnotí příchod kolonizujících druhů jako poměrně rychlý, avšak produktivitu biocenózy viditelně ovlivňuje kvalita, fyzikálně-chemické procesy substrátu i místní klimatické podmínky. Prach (1995), Tropek et al. (2010) zmiňují také geologický podklad, reliéf, vlhkost, přítomnou vegetaci v okolí, mezidruhové vztahy, Sádlo et Tichý (2001) doplňují příležitosti imigrace a adaptabilitu ke stanovišti. Vlivy těchto abiotických i biotických faktorů působí na povahu sukcese, rychlost změn a blokaci sukcesního vývoje. I samotné společenstvo však prochází změnami v podobě měnící se skladby druhů, dominance či stratifikace. Společenstvo se tak sukcesním sledem pokouší směřovat ke stabilnímu ekosystému neboli relativně konečnému stádiu sukcese – klimaxu (Odum, 1977).

Bazzaz (1979) rozděluje probíhající přirozenou sukcesi na posttěžebních stanovištích na sukcesi primární a sekundární. Primární sukcesi představuje vývoj organismů na ploše, která nebyla před těžbou osídlena společenstvy organismů. Sekundární sukcesí je pak myšlen proces, ke kterému dochází na místech, odkud byla společenstva odstraněna. V případě posttěžebních stanovišť je mnohdy těžké určit, zda se jedná o primární či sekundární sukcesi, avšak tato kategorizace nehraje ve výsledku žádnou výraznější roli. Sekundární sukcese je jen pro vývoj společenstva příznivější vzhledem k tomu, že narušená plocha obsahuje pozůstatky některých organismů, například ve formě diaspor. Egler (1954) byl mezi prvními, kteří upozornili na rozmary sukcese. Jeho počáteční model složení flóry uváděl, že sukcese začala s tím, jaká propagula byla k dispozici, a to i v případě, že normálně by se některé druhy objevily až s nástupem pozdějších sukcesních stádií.

Primární sukcese obvykle nastává po těžkých disturbancích, které utváří zcela nové povrchy. Málokdy se zde nachází biologické dědictví, takže regenerace je řízena zvenčí stanoviště. Přirozenými příklady tak mohou být sesuvy půdy či výbuch sopky s následnou disturbancí lávou (Walker et al., 2007). Je třeba si uvědomit, že

i na nehostinných místech, jako jsou právě posttěžební prostory, taková sukcese nastává a lze dosáhnout srovnatelných výsledků jako je tomu v přirozených biotopech obdobného charakteru (Bradshaw, 2000). Sekundární sukcese tak nastává po disturbancích, jako je např. lesní požár, záplavy, ale též při opuštění dřívě obhospodařovaných pozemků lidskou činností (Grooten, 2012).

Prach et al. (2008) člení průběh spontánní sukcese do 4 stádií, která se mezi sebou rozlišují druhovým složením. Samotný start sukcese je označován jako iniciální (rané) stádium v rozmezí 1–3 let, následuje mladé stádium (4–10 let), střední stádium (11–25 let) a probíhající sukcese starší jak 25 let se označuje jako stádium pokročilé. Tento proces je nejlépe patrný u společenstev rostlin. Život rostlin závisí na mnoha abiotických faktorech a tudíž průběh iniciálního stádia na posttěžebních stanovištích zcela závisí na místních podmínkách (Wheater et Cullen, 1997; Khater et al., 2003). Obecně záleží na hydrologických poměrech, míře osvětlení, teplotě a dostupnosti živin. Hlavními limitujícími faktory na posttěžebních stanovištích je složení substrátu, pH, míra zasolení a eroze (Prach et Pyšek, 2001). Během průběhu sukcese spolupracují 2 odlišné aspekty, kdy jeden zajišťuje akumulaci organické hmoty a energie, druhý usiluje o udržení stálého prostředí neboli homeostázi. Homeostázi jsou tak přechody sukcesních stádií pozvolné (Stalmachová, 1996).

7. 2 Kolonizace posttěžebních prostorů

Kolonizace se odvíjí dle klimatických podmínek, fyzikálních vlastností substrátu a množství živin (Tischew et Kirmer, 2007; Walker et al., 2007). Velmi mobilní jsou půdní mikroorganismy, jejichž populace se rychle rozvíjí, jsou-li vhodné podmínky. V případě posttěžebních stanovišť je tato kolonizace pomalejší, avšak iniciální nastartování aktivity mikroorganismům je zahájena kolonizací rostlin (Bradshaw, 2000). Prvními osadníky iniciálního stádia sukcese jsou nižší rostliny a anemochorní druhy vyšších rostlin (Baig, 1992; Hodačová et Prach, 2003), avšak disperzi semen zajišťují i živočichové či lidé, jež se mohou v posttěžebních prostorech ze zvědavosti objevit a z okolí tam nevědomě propagula rostlin zavléct. Tyto druhy poměrně rychle osidlují čerstvě opuštěné posttěžební plochy. Jedná se o druhy rostlin, které vytvářejí nízké životní formy, mají velkou reprodukční

schopnost, jsou tolerantní k chudému substrátu na živiny a vlhkost a součástí kořenového systému mají mykorhizní houby (Baig, 1992). Stejně jako na odkrytých substrátech v krajině (např. při stavebních pracích či sesuvech půdy) kolonizují posttěžební plochy nejprve druhy jednoletých či dvouletých rostlin, následně širokolisté byliny, později trávy a poté keře a stromy (Bazzaz, 1979). Nejčastěji pozorované složení druhů vegetace v posttěžebních prostranství názorně ukazují tabulky (Příloha č. 11).

Kolonizace živočichů se odvíjí od sukcesně iniciálního typu společenstva (Bradshaw, 2000), přičemž v tomto stádiu jsou dle studií patrné výskyty vzácných a ohrožených druhů (např. Wheater et Cullen, 1997; Eyre et al., 2003; Řehouňková et Prach, 2006). Iniciální stadia tak vytváří pro tyto specialisty tzv. refugia neboli stanoviště podobná svým charakterem biotopům, ve kterých se v přirozeném prostředí vyskytují (Jefferson, 1984; Wiegleb et Felinks, 2001; Tischew et Kirmer, 2007). S postupujícím průběhem sukcese se tak na posttěžebním stanovišti zvyšuje druhová bohatost, což je způsobeno zvyšující se heterogenitou stanoviště. Na úkor vývoje stanoviště se ale snižuje výskyt druhově vzácných organismů (Yuan et al., 2006; Šálek, 2012). Jak uvádí Prach et Pyšek (2001), dominantní postavení v sukcesně starších stádiích již zauímají běžné druhy organismů.

Každý posttěžební prostor je však rozlišný, a dle již zmíněných abiotických faktorů, je i rozdílný průběh kolonizace. Odum (1977) poukazuje i na rozdílné mikrostanovištní podmínky v rámci rozsáhlejšího stanoviště, jež mohou být místy mnohem méně příznivé pro rozvoj společenstva. Taková místa se ostrůvkovitě nebo plošněji vyskytují např. na dnech kamenolomů (Příloha č. 5), kdy je na první pohled patrný rozdíl mezi místy v hydrologických poměrech. Uskutečňující se primární sukcese je tak na určitých místech blokována, pokryvnost je náležitě nižší a vývoj ekosystému tak pomalejší (Wiegleb et Felinks, 2001). Významnými biotickými faktory při kolonizaci je charakter okolní krajiny a dostupnost diaspor (Ursic et al., 1997; Prach et al., 2001; Cooke et Johnson, 2002). Např. Yuan et al. (2006) tak poukázal na kolonizaci štěrbin strmých stěn lomů, jež byly bez větších obtíží kolonizovány druhy rostlin z přiléhajících biotopů. Tischew et Kirmer (2007) dokázali, že posttěžební prostor kolonizovalo 50 % druhů organismů z okruhu 30 km² od ohniska stanoviště. Rychlejší kolonizace je dosaženo i na zamokřených plochách (Bradshaw, 2000), přičemž např. významnými hledisky pro kolonizaci

obojživelníky je rozloha vodní plochy, množství vodních ploch v dosahu 300 metrů, množství vegetace ve vodním i suchozemském prostředí, kvalita vody a osvětlení (Doležalová et al., 2012).

Naopak velmi pozvolná kolonizace probíhá na bývalých strojově těžných rašeliništích v důsledku plošného odvodňování (Robert et al., 1999). Kolonizace odkališť je vlivem velmi nízkých hodnot pH, kolísavosti zasolení zvětrávajících kalů i vyšším obsahem těžkých kovů blokována i po dobu několika let (Vaňková, 2005). Rozsáhlá disperze bez překážek, nedostatek živin a slabé disturbance bývají důležitými vývojovými parametry úrovně krajiny. Tyto parametry jsou tak naprosto odlišné od okolní kulturní krajiny, která je charakteristická četnými disturbancemi, fragmentací a eutrofizací (Tischew et Kirmer, 2007). Prach et Pyšek (2001) však tvrdí, že s výjimkou extrémně nepříznivých stanovišť (např. zmiňované odkaliště) je vegetace schopna souvisle pokrýt převážnou část disturbovaného území do 15 let.

7.3 Technická rekultivace versus spontánní sukcese

Jedním z cílů rekultivačních metod je obnova ekologických funkcí v posttěžebních prostorech v co nejkratším možném čase. Rekultivované plochy jsou však i po relativně rychlém procesu rekultivace z biologického hlediska chudé na biodiverzitu (např. Schulz et Wiegler, 2000; Khater et al., 2003). Hodačová et Prach (2003) uvádí, že v tzv. antropoekosystémech [Gremlica et al. (2012) takto označuje rekultivované plochy] se vegetace vyvíjí zcela odlišně oproti přirozeným nebo přírodě blízkým ekosystémům. Rekultivační postupy víceméně zajistí pravidelný a uspořádaný růst vegetace s jistým očekávaným druhovým složením podle vysazených druhů. Průběh sukcese je naopak hůře předvídatelný, neboť růst rostlin a následný zápoj živočichů je ovlivněn specifickými podmínkami extrémního stanoviště (Wiegler et Felinks, 2001). Tato nesystematičnost se projevuje vyšší druhovou rozmanitostí, přičemž s přibývajícím roky od opuštění těžby se i nadále navyšuje. Druhová diverzita antropoekosystémů však po 15 letech stagnuje (Hodačová et Prach, 2003). Gremlica et al. (2012) tuto stagnaci zdůvodňuje množstvím vynakládané podpůrné energie, jakými je hnojení, chemické ošetřování, zavlažování a další činnosti, jež napomáhají vegetaci jednak v růstu, tak též v rezistenci vůči negativním vlivům z okolí a vzniku společenstev tvořených několika konkurenčně zdatnými druhy. Díky dostatečnému přísunu živin je tak

umožněna kolonizace běžných a v krajině neohrožených druhů organismů na úkor konkurenčně slabých (ve většině případů ohrožených) druhů (Sádlo et Tichý, 2002; Walker et al., 2007). Holl (2002) však ve své studii zjistil, že lesnický rekultivovaná stanoviště po odstupu času nekolonizují ani běžné neohrožené lesní druhy, což vysvětluje možnou blokadou ze strany rekultivovaného porostu vůči nově přichozím druhům.

Antropoekosystém stvořený k zemědělským účelům je prezentován výhodným ekonomickým využitím vzrostlé biomasy produkčních luk, orných polí či vinic (především na výsypkách) (Dimitrovský, 2000; Kryl et al., 2002), avšak je-li toto využití velkoplošné, z biologického hlediska se v mnoha případech jedná o bezcenný biotop postrádající ekostabilizační prvky (Benton et al., 2003; Tischew et Kirmer, 2007; Gremlica et al., 2013). Při zemědělské rekultivaci je častá aplikace hnojiv, díky čemuž je do půdy vpravován důležitý dusík a umělý výsev vegetace fixující dusík zamezí kolonizaci konkurenčně slabším druhům. Uměle vytvářené trvalé travní porosty však svým druhovým složením neodpovídají ani mapám potenciální přirozené vegetace. Nemluvě o tom, že dusíkatá hnojiva jsou nákladnou záležitostí a na efektivnosti ztrácí relativně snadný splach z ploch, čímž je nutné tato hnojení opakovat (Bradshaw, 2000). Vysoký přísun živin na stanovišti dokáže zajistit i přeskočení iniciačního stádia sukcese (Jochimsen, 2001). Přitom procesem spontánní sukcese vzniká esteticky přirozenější charakter krajiny (Hodačová et Prach, 2003; Kalivoda et al., 2014). Průběh sukcese je sice zdlouhavější oproti rekultivaci, avšak netrvá o moc déle. Např. hlušinový materiál na výsypkách je možné rekultivovat 8 let po sesednutí (Dimitrovský, 2000). Schulz et Wiegleb (2000) uvádí, že flóra a fauna 20 let staré spontánně zarůstající výsypky vykazovala srovnatelné výsledky s tzv. referenčními stanovišti, tj. se stanovišti přírodního charakteru stejných či velmi podobných stanovištních podmínek. Srovnatelných výsledků dospěl i Ursic et al. (1999).

Štýs (1996), Chaulya et al. (2000) uvádí, že lesnická rekultivace za účelem plnění funkce lesa hraje významnou roli v krajině. Zapojené lesní porosty mají pozitivní vliv na půdu, ovlivňují vlhkost a kvalitu vzduchu, urychlují samočistící přírodní procesy, fungují jako kvalitní zdravotně hygienické prostředí (např. snižují hluk z vnějšího prostředí) či stabilizují atmosféru (obzvláště listnaté stromy mají silnou filtrační schopnost). Broumová et al. (2012) však namítá, že pouze výjimečně

vzniká zdravý a funkční zapojený porost – v některých případech vznikají spíše holiny s usychajícími sazenicemi. Gremlica et al. (2013) upozorňuje, že mnohdy není brán zřetel na mimoprodukční funkce lesa a některé zakládání lesní porosty neodpovídají mapám potenciální přirozené vegetace ČR. V praxi se i stává, že v důsledku nedostatku ornice je aplikována slabá vrstva a sazenice stromů hynou, čímž takové řešení ztrácí smysl (Stalmachová, 1996). V bývalých lomech dochází k pěstování jednotvárných kultur, což přispívá k vývoji druhově chudého stanoviště (Tichý et Sádlo, 2001), v případě vzniku monokultur i k porušení koncepcí MŽP a Mze ČR (Gremlica et al., 2013). Lesnická rekultivace může disturbanci zacelit již během dvou let, jak uvádí Chaulya et al. (2000) na výsypkách uhelných dolů v Indii, ale svým druhovým složením se nemůže rovnat samovolně vzniklým porostům (Holl, 2002). Spontánně vzrostlé dřeviny podporují vznik různorodé bylinné formace, přičemž přízemní vegetace lesnicky rekultivovaných ploch závisí na vysazených dřevinách (Pensa et al., 2004). Dimitrovský (2000) charakterizuje rekultivační lesnické práce v posttěžebních prostorech jako složité, neboť mají-li budoucí lesy plnit očekávané funkce, je nutná důsledná znalost vývoje, stavu obnovované vegetace, kvality substrátu, topografie posttěžebního stanoviště či demografické poměry, což není jednoduchou záležitostí.

Antropogenní vodní plochy, stejně jako přirozeně vzniklé mokřadní biotopy, jsou důležitými ekostabilizačními prvky v krajině a jsou schopné autoregulace. Přítomnost vodních ploch funguje jako zásobárna vody v krajině, plní funkce protipovodňového opatření a příznivě ovlivňuje místní klima (Hendrychová et al., 2012, Gremlica et al., 2013). Kyselější pH a oligotrofní charakter vytváří podmínky pro vytvoření kvalitního zdroje vody. Boukal (2010), Hendrychová et al. (2012) však nehodnotí zcela všechny hydrické antropoeosystémy za ekologicky stabilní, vzhledem ke scházejícím přírodním a přírodě blízkým ekosystémům v okolí, čímž je ohrožena především kvalita vody a s ní spjatý výskyt druhů organismů. Z ekologického pohledu je limitujícím faktorem přítok vodního toku do nově vznikající vodní plochy, neboť nedostatečné provzdušňování snižuje biologickou hodnotu a obsah kyslíku. Vzhledem k nevhodným zdrojům vody v nejbližším okolí je nutná stavba přivaděčů, jež často zahrnuje nemalé technické a stavební problémy. To s sebou přináší i nemalé finanční náklady navíc (Dvořák et Švec, 2008). Naopak mnohem levnějším a účinnějším nástrojem obnovy představuje spontánní sukcese,

kdy jsou přirozené vzniklé tůňky kolonizovány mokřadní vegetací včetně obojživelníků (Vojar, 2006; Doležalová et al., 2012) či vázek (Dolný et Harabiš, 2012). V případě vzniku antropogenních velkoplošných jezer je pro obojživelníky limitujícím faktorem leckdy přítomná rybí obsádka (Gremlica et al., 2013), chybějící litorální pásma, vegetační kryt či plné oslunění (Vojar, 2006; Doležalová et al., 2012). Dolný et Harabiš (2012) na pinkovištích v černouhelné pánvi ČR a Harabiš et al. (2013) na výsypkách hnědouhelné pánve ČR svými studiemi dokládají, že způsob obnovy posttěžebních stanovišť nehrál významnou roli při kolonizaci vázek vodních biotopů.

Uměle vzniklá golfová hřiště, autodromy či úložiště komunálního odpadu jsou v opodstatněných případech finančním přínosem dané oblasti (Pearman, 2009). Takovými záměry ale dochází k nevratné likvidaci spontánně zarůstajících biotopů, které jsou svou biologickou hodnotou, pro už tak využívanou krajinu, mnohem cennějším přínosem (Prach, 2009). Rekultivovaná území jsou tak vysokou pokryvností vegetace zabezpečena proti erozi, avšak na úkor možné obnovy rozmanitosti druhů (Holl, 2002).

7. 4 Řízená sukcese alias Přírodě blízká obnova

Spontánní sukcese zahrnuje druhové a substrátové změny v průběhu času, přičemž přírodě blízká obnova zahrnuje procesy, které účelně řídí tyto změny. Přírodě blízká obnova sdílí se sukcesí mnoho rysů, jako je závislost znalostí funkcí ekosystému, struktury a dynamiky společenstva i vlastností druhů k úspěšnému pokračování vývoje. Oba procesy jsou spjaté s disturbancemi a podílejí se na sledu jednotlivých stádií – tzv. sukcesních trajektorií. Stejně tak, jako existuje více možností sukcesního vývoje v různých abiotických a biotických podmínkách, postupy přírodě blízké obnovy jsou flexibilní a otevřené možným změnám (Walker et al., 2007). Jedná se tak o alternativní způsob revitalizace disturbované krajiny oproti současným rekultivačním metodám.

Stalmachová (1996) řízenou sukcesí charakterizuje jako spolupůsobení přirozené revitalizace a biotechnické rekultivace. Z širšího pohledu se jedná o proces, jenž zahrnuje škálu aktivit, které odpovídají konkrétním typům disturbancí. Lze tak přírodě blízkou obnovu charakterizovat jako rekonstrukci ekosystému (Cooke

et Johnson, 2002). Na území ČR, ale např. ani ve Spolkové republice Německu (Jochimsen, 2001), na posttěžebních stanovištích není tato alternativa příliš častá a když už tomu tak je, tak většinou na místech chráněných dle zákona č. 114/1992 Sb., nejčastěji v podobě maloplošných ZCHÚ v místech s těžební minulostí (Starý et al., 2012). Managementová opatření tak představují různé lidské činnosti, které svým charakterem přispívají k udržení požadovaného stavu biotopu a jeho specifických stanovištních podmínek.

Hlavními úkoly řízené sukcese je vyvarování se faktorům přímého ohrožení vývoje kolonizujících společenstev k dovršení ochranně cenných stanovišť (Bradshaw, 2000; Hobbs, 2007; Tischew et Kirmer, 2007). Rizikovými aspekty tak mohou být:

- eutrofizace a s ní spjatá expanze konkurenčně silnějších druhů, vyšší stádia spontánní sukcese v podobě silného zárůstu, např. u skalních ochozů (Krauss et al., 2009) či písčinných trávníků (Litt et al., 2001),
- invazní a nepůvodní druhy organismů,
- závislost na jemné disturbanci,
- odvodňování či vysychání tůní (v případě břehové vegetace se stává rizikem i zpevňování břehů) (Vojar 2006; Doležalová et al., 2012).

Převážná většina ohrožených a vzácných druhů, jež byla nalezena odborníky v posttěžebních prostorech ponechaných spontánní sukcesí, jsou totiž druhy s úzkou ekologickou valencí, jež obývají častokrát biotopy raně sukcesních stadií (např. skaliska, váte pískey, periodické tůňky) s charakteristickými specifickými stanovištními podmínkami (Kirmer et Mahn, 2001; Beneš et al., 2003; Řehouňková et Prach, 2008). Mizející biotopy z antropogenně přetvořené krajiny tak mohou účelně vznikat v posttěžebních prostorech. Např. na území ČR ohrožený biotop skalisek tak mohou představovat lomové stěny, alternativou písčinných přesypů mohou být opuštěné plochy pískovny, mokřadní stanovištím mohou "konkurovat" nebeská jezírka na výsypkách (Dančák, 2004). Dle Pracha (2009), Tropka et al. (2010) je bezprostředně nutná ochrana potenciálu posttěžebních stanovišť jako alternativ mizejících biotopů z produkční a živinami přesycené krajiny. Pokročilá stádia sukcese totiž nejsou útočišti zranitelných druhů mizejících z krajiny (Tropka

et Prach, 2012). Krauss et al. (2009) však zaznamenává značné zastoupení cenných společenstev včel i v pokročilých fázích sukcese, není-li stanoviště příliš zastíněné.

Druhová diverzita se odvíjí od heterogenosti stanovištních podmínek. Čím více je areál členitější, tím větší diverzitu lze očekávat. Další vlivným faktorem je existence ekotonů různých typů na relativně malé ploše, vodních ploch a mokřadů (Obr. 2), s jejichž přítomností diverzita též roste (Jefferson, 1984; Tischew et Kirmer, 2007). Vzhledem k významnému vlivu okolních společenstev na otevřená prostranství posttěžebních stanovišť, velice vhodnou podporou by byla obnova tradičních způsobů hospodaření v sousedících těžbou nedotčených stanovištích a redukce případných zásahů ve stabilních primárních biotopech (Prach, 1995). Jochimsen (2001) však upozorňuje na to, že je-li zastoupení požadovaných druhů vegetace v přilehlém okolí nízké, tak v případě rozlehlých ploch je potřeba přírodě blízké obnovy adekvátním řešením. Gremlica et al. (2013) uvádí, že praktikování přírodě blízké obnovy se relativně pohybuje v rozmezí 10.000–50.000 Kč/ha. Využitím spontánní sukcese jsou však náklady nulové.



Obr. 2: Přírodě blízká obnova na Pískovně Cep. Lokalita: Třeboňsko, ČR. Foto: Jana Šerhaklová (2009).

8. Realizace přírodě blízké obnovy

Posttěžební plochy nabízejí jedinečný prostor pro samovolný vývoj sukcesních stádií, přičemž na rozlehlejších posttěžebních prostranstvích lze vlivem různorodých stanovištních podmínek pozorovat vývoj různě starých sukcesních stádií (např. Kirmer et Mahn, 2001; Walker et al., 2003; Hendrychová et al., 2012). Svým specifickým charakterem tak mohou vytvářet ekologickou niku pro organizmy, jimž v okolní krajině takové podmínky chybí (např. Jefferson, 1984; Schulz et Wiegand, 2000; Krauss et al., 2009). Vzhledem k dostatečnému množství posttěžebních prostorů na území ČR (Gremlica et al., 2012) či ve světovém měřítku (Wortley et al., 2013) a nadále se rozrůstajícími záměry těžebních společností především na jihu Afriky, v Jižní Americe a jihovýchodní Asii (Cooke et Johnson, 2002) lze pozorovat rozdíly vývoje biodiverzity - mezi rekultivovanými a nerektivovanými plochami (např. Cullen et al., 1998, Schulz et Wiegand, 2000; Hodačová et Prach, 2003; Pensa et al., 2004; Harabiš et al., 2013). Zároveň tak posttěžební plochy mohou nabízet prostor pro vědeckou činnost (Jefferson, 1984).

S postupujícím časem se pohled na výsledky dříve prosazovaných rekultivací poněkud mění, což umožňuje posílit přírodě blízkou obnovu jako potenciální alternativu rekultivací, čímž tak dochází k podpoře biodiverzity a k navýšení ekologické stability dotčeného území (Lavoie et al., 2003; Tischew et Kirmer, 2007). Realizace přírodě blízké obnovy jsou však rozdílné ve vizích, kterých by mohlo být ve výsledku dosaženo. Oproti běžným rekultivačním metodám tak není pohlíženo na rychle se obnovující stanoviště pro co nejrychlejší produkci, ale je pohlíženo na tvorbu přirozeně se vyvíjejících biotopů procesem sukcese a na ně vázaných společenstev (Kirmer et Mahn, 2001; Cummings et al., 2005).

8.1 Projektování a cíle přírodě blízké obnovy

Na začátku plánování projektu je třeba si uvědomit, čeho má být ve výsledku přirozeně blízké obnovy dosaženo, neboť to ovlivní způsoby, jakými budou stadia spontánní sukcese řízena (Bradshaw, 2000). SER (2004) uvádí 7 bodů, které by neměly být opomíjeny při plánování přírodě blízké obnovy:

- zřetelný důvod k přírodě blízké obnově

- ekologický popis místa k obnově
- přehled cílů projektu
- vysvětlení integrace obnoveného stanoviště s okolní krajinou a jejími toky organismů
- zřetelné plány, harmonogram, rozpočet, strategická tvorba přístupových cest
- monitoring a dobře rozvrhnutá dokumentace
- strategie dlouhotrvající ochrany a údržby obnoveného ekosystému

Řehounek et al. (2010) vidí prvotní nutný krok v podobě **odborného biologického průzkumu** v místě budoucího těžebního prostoru i náležitě přilehlého okolí v dosahu 100 metrů. V evropských zemích, jako v Německu či Nizozemsku, je na těžaře apelováno, aby předložili reálnou představu o tom, jak bude těžební prostor po ukončení těžby vypadat a jakým způsobem plánují posttěžební stanoviště revitalizovat (Cílek, 2002; Tischew et Kirmer, 2007). Vzhledem k jisté míře zodpovědnosti vůči životnímu prostředí i budoucím generacím by měly být biologické průzkumy, i plány sanace a rekultivace, činnostmi zasvěcených odborníků, kteří jsou zasvěceni současnými poznatky oboru ekologie obnovy (Bradshaw, 2000). Současně je tedy nutná **znalost funkčních biotopů stejných stanovištních podmínek**, jako jsou na řešeném území (i v okolí), **ekologii potenciálně se vyskytujících organismů** (SER, 2004) a Litt et al. (2001) doplňuje i **historickou znalost původního přirozeného stavu**. Hendrychová et al. (2012) upozorňuje, že v případě rozsáhlejších rekultivovaných ploch je třeba brát na zřetel interakce mezi jednotlivými ploškami biotopů rekultivovaného komplexu a vazby s obdobnými biotopy v okolí. Případné neočekávané změny podmínek (výskyt chráněných či ohrožených druhů apod.) vzniklých těžbou by mělo být umožněno zakomponovat do již schválených projektů plánované obnovy. **Spolupráce s odborníky** by tak měla být nedílnou součástí i v průběhu a po ukončení těžby (Schulz et Wiegleb, 2000; Cílek, 2005). Biotopy v **okolí** disturbovaných stanovišť je vhodné **udržet co nejpřirozenější**, aby byla umožněna následná efektivní a přirozená kolonizace prostředí (Novák et Prach, 2003). Vzhledem k tomu, že ve většině případů kolonisté osidlují posttěžební stanoviště téměř okamžitě a heterogenní terén je více vyhledávaným stanovištěm, též i druhy bezobratlými

(Eyre et al., 2003; Krauss et al., 2009; Tropek et al., 2010), je možné již během těžby **pracovat na členitosti morfologie terénu** (Cílek, 1999), např. u nově otevřených těžebních prostor by měl směr těžby postupovat od krajních partií směrem ke středu, neboť opuštěné partie bývají ihned obsazovány vegetací a osidlovány pionýrskými druhy živočichů (Wheater et Cullen, 1997; Novák, 2006). Vznikají tak porosty rozdílných věkových struktur, což má za následek i rozmanitost stanovištních podmínek. Tato základní opatření by tak mohla být finančně hrazena z odvodů těžařských firem na rekultivaci. Následná péče by mohla být financována z veřejných prostředků na krajinnou tvorbu (Řehounek et al., 2010). Postupem času je vhodné usilovat o to, aby cenná stanoviště mohla být vyhlášena jako zvláště chráněná území, v kategorii přírodní památka, či jako přechodně chráněné území, jako tomu bylo v případě dvou křídových lomů, Wharram a Kiplingcotes, které díky botanickému a entomologickému významu získaly statut přírodní rezervace (Jefferson, 1984). Posttěžební prostory menšího významu by tak měly být zaznamenány alespoň jako významné krajinné prvky (Řehounek et al., 2010).

K zamýšleným cílům projektů přírodě blízké obnovy by mělo být směřováno po tzv. trajektoriích ekosystémového vývoje, jako je tomu u spontánní sukcese (Odum, 1977). SER (2004) tak vytvořila 9 atributů, jejichž průkaznost prezentuje úspěšné dovršení cílů projektů obnovy:

- 1) Obnovený ekosystém obsahuje charakteristické zastoupení druhů, jež se vyskytuje v referenčním ekosystému, tj. ekosystému, který je svými stanovištními podmínkami podobný antropoekosystému.
- 2) Obnovený ekosystém se skládá z původních druhů v nejvyšším možném rozsahu.
- 3) V obnoveném ekosystému jsou zastoupeny všechny funkční skupiny nezbytné pro další rozvoj a/nebo stabilitu obnoveného ekosystému. Nejsou-li funkční skupiny zastoupeny, tak by měly být schopny kolonizace přirozenou cestou.
- 4) Fyzické prostředí obnoveného ekosystému je schopno udržet množící se populace druhů nezbytných pro pokračující stabilitu nebo požadované trajektorie ekosystémového vývoje.
- 5) Obnovený ekosystém funguje bez známek chybějících ekologických funkcí.

- 6) Obnovený ekosystém je vhodně propojený s větší ekologickou formou nebo krajinou, s nimiž je ve vztahu prostřednictvím abiotických a biotických toků a výměn.
- 7) Potenciální ohrožení funkčně zdravého obnoveného ekosystému je co nejmenší ze strany okolní krajiny.
- 8) Obnovený ekosystém je dostatečně odolný, aby vydržel přirozené (i pravidelné) stresové události lokálního prostředí, čímž je schopný zachovat celistvost ekosystému.
- 9) Obnovený ekosystém je soběstačný ve stejné míře, jako je srovnatelný referenční ekosystém a má potenciál přetrvat na dobu neurčitou podle stávajících podmínek prostředí. [Walker et al. (2007) takový ekosystém hodnotí jako neméně ovlivněný lidskou činností].

8. 2 Management přírodě blízké obnovy

Významné posttěžební prostory s významnými krajinnými prvky (např. v podobě mokřadních stanovišť) je vhodné patričným managementem udržovat, aby projekt přírodě blízké obnovy směřoval k cílům úspěšné obnovy. Struktura vegetace, druhová rozmanitost a početnost (Litt et al., 2001) a ekologické procesy jsou velmi důležité pro vytvoření a udržení rozmanitého společenstva (SER, 2004). Je tak nutné se zaměřit především na faktory, které ovlivňují průběh sukcese a jež lze s určitým vynaloženým úsilím korigovat. Rozsah managementu tak musí být vytvořen na základě porovnání současného a požadovaného stavu (Schulz et Wiegand, 2000).

Cooke et Johnson (2002), jako jeden z klíčových postupů managementu, vyzdvihují likvidaci invazních a nepůvodních druhů v pravidelných intervalech. Takové druhy dokáží blokovat vývoj sukcese a měnit stanovištní podmínky, přičemž na druhou stranu živinami chudý substrát tyto druhy neláká a ohrožení je tak aktuální až v pokročilejších stádiích sukcese (Walker et del Moral, 2003). Obávaným agresivním druhem v ČR je např. trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.), který svým chemismem výrazně ovlivňuje složení místních společenstev (Větvička, 1999; Novák et Prach, 2003). Ne příliš vítaným kolonizátorem není ani expanzivní travina třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos* L.), jejíž velká adaptabilita a konkurenčně silné klonální porosty neumožňují prostupnost ani dřevinám (Kirmer et Mahn, 2001;

Boukal, 2010; Roubíčková et al., 2012). V tropickém pásmu je obávaným agresivním druhem tráva lalang válcovitý (*Imperata cylindrica* L.), kde se např. Cummings et al. (2005) zabýval managementovými pokusy, jak proti rozšiřování tohoto druhu uchovat obnažený substrát posttěžebních prostorů. Jako účinné řešení se v tomto případě osvědčilo mulčování a následný ostrůvkovitý osev formacemi vegetace, jež se na takových stanovištích v přirozených biotopech vyskytují. Litt et al. (2001) pro stimulaci růstu rostlin doporučuje řízené vypalování vegetace na písčítých stanovištích.

Výsadby i výsevy rostlin by měly být omezené, neboť spontánně vzniklý zápoj vegetace vykazuje vyšší význam, který spočívá v druhově bohatším složení (Schulz et Wiegler, 2000; Cooke et Johnson, 2002). Je třeba se vyvarovat i sazebným směsím konkurenční vegetace, jež znemožňuje kolonizaci iniciálními druhům vegetace (Tropek et al., 2010). Výběr vegetace by měl odrážet místní vegetaci či vegetaci referenčních stanovišť se srovnatelnými stanovištními podmínkami (Khater et al., 2003), přičemž vhodné je i sledovat vývoj sukcese na krajích posttěžebního prostoru (Jochimsen, 2001). Správný výběr sazebného materiálu by však měl být úkolem botanika, neboť v rekultivační praxi tomu často tak není (Walker et al., 2007). Vhodnou vegetací jsou druhy schopné disperze, produkující životaschopná semena, odolné vůči extrémním podmínkám stanoviště a s vysokou schopností zakořenění (Khater et al., 2003). Schopnost zakořenění je důležitou vlastností, neboť kořenový systém je silným nástrojem protierozního opatření. Vhodným řešením, jak podpořit rozptyl semen, je i umělé zbudování bidel pro ptačí návštěvníky v místech, kde je kolonizace rostlinami obtížná (Walker et al., 2007).

Rekreační činnost v podobě motokrosu, bojových aktivit (airsoft, paintball) nebo turistiky může částečnou nárazovou disturbancí také blokovat sukcesí, přičemž takové činnosti lze provádět v méně choulostivých posttěžebních stanovištích (Cooke et Johnson, 2002). Příkladem mohou být vegetace slanomilných trav, jež kolonizují obnažené substráty odkališť, pískoven či kaolínek a jsou uzpůsobené k jemným disturbancím (Dančák, 2004). Na takových stanovištích své hnízdiště např. nalézají blanokřídlé žahadlové druhy, kdy je nutné zachovat obnaženost jižních svahů, což lze provést odstraněním náletu ručním způsobem (vykopávkami, prořezávkou) (Tropek et Řehounek, 2012).

Přírozeně vznikající nebeská jezírka na výsypkách (Vojar, 2006), tůňky či rozsáhlejší vodní plochy nevyžadují téměř žádný speciální management. Tropek a Řehounek (2012) uvádí, že pro udržení druhové pestrosti vodních ploch je nutná dopomoc čištění, která je u mělkých jezírek praktikována odstraňováním vegetace. U jezírek s urostlejší vegetací je vhodné zhruba jednou za 5 let provést skrývku usazenin dna a odebrat organickou hmotu z poloviny celkové plochy. Příliš hustý dřevinný porost na březích je efektivní omezovat, aby nedocházelo k přílišnému obohacování živinami z opadu. Vhodnou možností je vykopání nových mělkých prostorů, které umožní vývoj vodních litorálních společenstev (Řehouňková, 2006; Vojar, 2006).

Ručně těžená rašeliniště jsou schopna samovolné obnovy již do pěti let od upuštění těžby, avšak díky ponechaným ploškám netěžené rašeliny a hladině podzemní vody těsně pod povrchem půdy (Robert et al., 1999). V případě přírodě blízké obnovy strojově těžných rašelinišť je problémem nízká hladina spodní vody, přičemž je nutné hladinu vodního režimu navýšit, aby mohl probíhat proces zrašelinění a stanoviště nabízelo vhodné podmínky pro potenciální specifické kolonisty těchto reliktnů. Následně je velmi důležitý monitoring dynamiky vodní hladiny. Vzhledem k jedinečnosti takových stanovišť je vhodné se vyhnout možnostem hnojení či vápnění, neboť už tak hrozí rizika eutrofizace z okolí a s ním spjaté spontánní sukcese zcela běžnými a neohroženými druhy organismů (Jakšičová, 2003). Lavoie et al. (2003) dokazuje, že suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum* L.) dokáže kolonizovat i posttěžební plochy strojově těžných rašelinišť a vytvořením mikrostanovištních podmínek umožnit zápoj jiných druhů vázaných na rašeliniště.

Potenciál skal a drolin, který umožňují především kamenolomy, je vhodné především bránit před rozsáhlými technickými úpravami, které likvidují heterogenitu prostředí. Yuan et al. (2006) zastává názor, že je třeba účelně rozrušit povrch kolmých stěn lomu ke vzniku štěrbin a tím umožnit kolonizaci skalní vegetace. Výskyt světlomilných společenstev na etážích lomu je třeba udržovat náhodným kácením náletů dřevin (Tichý et Sádlo, 2001; Novák, 2006; Kraus et al., 2009).

Management suchých trávníků je poněkud náročnější. Pakliže je stanoviště kolonizováno širokolistými bylinami, je dobré stanoviště kosit, kdy se seč provádí jedenkrát ročně v posledních deseti dnech měsíce června. Je-li zde uchycená

Calamagrostis epigejos, je vhodné seč opakovat během měsíce srpna. Další možností je extenzivní pastva, kdy se jako ideální jeví kombinace pasení koz a ovcí a to v počtu deseti kusů na deset hektarů (Dančák, 2004). Tropek et Řehounek (2012) shledávají potřebu odstraňovat nálety dřevin jako nezbytností pro vývoj suchomilné vegetace. Majoor et Lever (1999) vhodně uzpůsobeným managementem dokazují nárůst druhů plžů na trávnicích opuštěného lomu. Litt et al. (2001) doporučuje v případě obnovy stanoviště s přestárlým porostem provést obnovu pomocí řízeného vypalování. Avšak po domluvě s odborníky.

8.3 Možný kompromis – přírodě blízká biologická rekultivace

Přírodě blízkou obnovu lze uplatnit i skrze biologické fáze rekultivací. V tomto ohledu je však důležité brát na vědomí, že následné možnosti obnovy podporují druhovou diverzitu, avšak nezaručují výskyt ohrožených a vzácných organismů vzhledem k tomu, že se v mnohých případech jedná o procesy při vyšších stádiích sukcese. Ursic et al. (1997), Holl (2002) přispívají tvrzením, že společenstva vyšších stádií sukcese v posttěžebních prostorech jsou srovnatelná se společenstvy přirozeně se vyvíjejících v podobných podmínkách nenarušených biotopů. Metody přírodě blízké obnovy je tak možné zakomponovat do jakýkoliv způsobů technické rekultivace. Řehounek et al. (2010) uplatňuje názoru, že skrývanou zeminu z minulosti není vhodné vracet do těžebního prostoru a není-li zbytků, je přínosné skrývkou důsledně zkontrolovat kvůli nežádoucímu výskytu invazních druhů společně s orgány ochrany zemědělského půdního fondu.

V souvislosti s plánovaným využíváním posttěžebních ploch k zemědělské produkci je jednou z alternativ bezlesí na ploše, dočasně vyňaté ze zemědělského půdního fondu, přičemž vznikne trvalý travní porost, který lze využít jako pastvinu (Gremlica et al., 2012). V případě tvorby velkoplošných zemědělských pozemků je pro navýšení biodiverzity prospěšné zasazení mezí, úhorů, remízků či rozptýlené zeleně (Hendrychová et al., 2012). Zároveň se tak zvyšuje heterogenita zemědělské plochy rekultivovaného území (Benton et al., 2003), ale též příležitost k vytvoření migračních koridorů pro živočichy či ochranných pásů (Schulz et Wiegler, 2000). V pozdějších fázích sukcese je účinným managementovým opatřením rozsáhlou plochu rozdělit a vytvořit mozaiku v podobě různě obhospodařovaných částí

(na plochu sečenou, plochu extenzivně spásanou a prostor ponechaný ladem), což může vést k nárůstu diverzity bezobratlých (Balmer et Erhardt, 2000).

Má-li být výslednou plochou posttěžebního prostoru les, tak ten dokáže dřív nebo později vzniknout i na takových prostranstvích, neboť není-li proces sukcese řízen či jinak blokován, klimatickým stádiem sukcese je v podmínkách ČR les (Anděra, 2000). Druhové složení vznikajících porostů ovlivňuje složení dřevin v blízkém okolí, a tak je velmi vhodné sukcesí blokovat v podobě výsadby několika odrostlých dřevin potenciální přirozené vegetace dané oblasti. Druhově bohatý porost, ve kterém lze později hospodařit obnovní těžbou, tak vznikne přirozenou cestou (Gremlica et al., 2013). Existuje však i perspektivnější verze, kdy na žádost vlastníka pozemků či návrhem orgánu státní správy lesů mohou být takto přirozeně vznikající lesní porosty zařazeny do kategorie lesů ochranných, lesů zvláštního určení, lesů se zvýšenou ochrannou funkcí půd, vody, klimatu či krajiny, dokonce i lesů potřebných pro zachování biologické diverzity podle ustanovení §7 a §8 lesního zákona. Při zakládání lesního porostu Hendrychová et al. (2012) podotýká, že z hlediska diverzity i větší stability prostředí by se mělo myslet na otevřená prostranství či řídkší zápoj dřevin, následná přechodová stanoviště mezi biotopy by měla být pozvolného rázu.

Význam uměle vytvořených vodních ploch bude stoupat, neboť dle výzkumů činí oligotrofní charakter vodní plochy velmi kvalitními (Vojar, 2006; Hendrychová et al., 2012). Broumová et al. (2007) charakterizuje vodní prostředí posttěžebních ploch kyselým charakterem s výjimkou vápencových lomů, kde je pH vodních ploch zásadité. Obnova vodní fauny však na hodnotě pH vody eminentně závisí. Optimálním prostředím se jeví vody s neutrálním až mírně bazickým pH, jež s pomocí nových kolonizátorů dokáží vytvořit unikátní stanoviště. Do vyhovujícího prostředí je možné transferovat vodní organismy i z podobných blízkých stanovišť (Vojar, 2006). Přechod vodního prostředí do terestrického jeví příhodné podmínky i pro bezobratlé (Broumová et al., 2007; Dolný et Harabiš, 2012) a drobné savce (Pecharová et al., 2012). Břehová zóna tak stačí být upravena do co nejpřirozenější podoby.

I v případě ostatních rekultivací se nabízí příležitost spojit příjemné s užitečným a to s výhodou, že není nutná vynaložená energie ze strany člověka zahrnující hnojení, chemickou úpravu či velké strojní údržby (Gremlica et al., 2013).

Jefferson (1984), Hendrychová et al. (2012) jsou názoru, že lze tak vytvářet studijní plochy, které by sloužily k průzkumům praktické ekologie obnovy i ke studiu souvisejících vědních oborů. Z části činný kamenolom Rožmitál, v CHKO Broumovsko, je součástí naučné stezky, která návštěvníkům prezentuje soulad regionální ekonomické činnosti a ekologické obnovy (Mocek et al., 2011). Uplatnění lze najít i při natáčení filmů, např. kdy pozvolna probíhající proces sukcese v polském kamenolomu Liban v Krzemionski Podgórskie u Krakova posloužila díky autentickému prostředí (srovnatelné s disturbovanými plochami vojenskou technikou) jako kulisa ve filmu Schindlerův seznam. Ve Velké Británii v oblasti Cornwall a Anglesey jsou v přirozeně se obnovujícím prostředí zbudovány pro turisty a cyklisty zpevněné a upravené bývalé provozní cesty, přičemž okolní prostor je ponechán spontánní sukcesi (Pearman, 2009).

8. 4 Výsledky některých studií posttěžebních stanovišť

Uskutečněné výzkumy v posttěžebních prostorech dokáží svou širokou škálou poznatků přínosně přispět mnohým oborům. Vedle pozorované biodiverzity (i geodiverzity) je tak pohlíženo na ekologickou stabilitu, funkce ekosystémů, krajinný ráz a ochranu tohoto systému. Sledované výskyty různých skupin organismů přinesly za poslední desítky let překvapivá svědectví o efektivitě sukcesních podchodů v posttěžebních prostorech. V následujících odstavcích jsou stručně prezentovány některé z nich:

Jeden z úspěšných výzkumů provedl v letech 2007–2011 na posttěžebních stanovištích Gremlica et al. (2012), jehož výsledky popisují druhovou diverzitu 12 skupin na 84 zvolených lokalitách (Příloha č. 10). Výsledný výčet pozorovaných druhů, a především zvláště chráněných druhů, je hlavně ukazatelem významného útočiště (refugia), která nově vznikající ekosystémy prostřednictvím přirozené sukcese budují. Dle výsledků výzkumu Gremlica et al. (2013) byly popsány nové druhy pro výskyt v ČR. Houby: vláknice (*Inocybe fuscomarginata* Kühner), ryzec oslizlý (*Lactarius aquizonatus* Kytöv.), hnojník libečkový (*Coprinus levisticolens* Ludw. et Roux). Cévnaté rostliny: brusnice (*Vaccinium angustifolium x corymbosum*), brusnice chocholičnatá (*Vaccinium corymbosum* L.), brusnice (*Vaccinium virgatum x corymbosum*), pryšec myrtovitý (*Euphorbia myrsinites* L.).

Tropek et al. (2010) zaznamenal při průzkumech biodiverzity vápencových lomů Českého krasu 692 druhů bezobratlých a cévnatých rostlin, z čehož 10% je zaznamenáno v Červených seznamech ČR a 14% představovaly druhy specialistů xerothermních biotopů.

Významné biotopy, které vznikají v posttěžebních prostorech povrchových dolů v Německu zaznamenali i Tischew et Kirmer (2007), jejichž průzkumy odhalily výskyt 14% zastoupení vyšších rostlin a všech druhů kobylek a vážek chráněných zákonem Spolkové republiky Německo.

Výsledkem biologického průzkumu, jak uvádí Mocek et al. (2011), uskutečněného v lomu Rožmitál v CHKO Broumovsko bylo 1828 nalezených druhů, z čehož 24 druhů rostlin a 50 druhů živočichů je součástí Červených seznamů ČR. Z mokřadních druhů se zde vyskytuje vážka tmavá (*Sympetrum danae* Sulzer, 1776), vážka žíhaná (*Sympetrum strolatum* Charpentier, 1840), čolek horský (*Triturus alpestris* Laurenti, 1768; silně ohrožený druh, chráněný v ČR) či čolek obecný (*Triturus vulgaris* Linné, 1758; silně ohrožený druh, chráněný v ČR).

Novák (2006) uvádí, že iniciální stádia sukcese probíhajících v opuštěných čedičových lomech Českého Středohoří, které se svým charakterem stanovištěch podobají kontinentálním stepím, kolonizuje pamětník rolní (*Acinos arvensis* Lam.), trýzel škardolistý (*Erysimum crepidifolium* Rchb.; C4), vlnice chlupatá (*Oxytropis pilosa* L.; C3), řepovník vytrvalý (*Rapistrum perenne* L.; C3) nebo silenka ušnice (*Silene otites* L.; C3).

Vyhodnocení úspěšnosti projektu přírodě blízké obnovy je rozhodující pro opětovnou aplikaci a možné zlepšení stávajících postupů managementu. Zpětná vazba tak poskytuje pochopení výhod, příp. nevýhod, a nutných nákladů přírodě blízké obnovy (Wortley et al., 2013). Vzhledem k tomu, že hodnocení projektů přírodě blízké obnovy je stále na začátku, není ještě možné určit pevnou koncepci, dle které by bylo možné posttěžební prostory hodnotit. Účinnost managementu však závisí na znalostech sukcese, druhových a stanovištních interakcí a ekologických procesů. I přes znalost sukcesních stádií je však aplikace managementu nedostatečná (Walker et al., 2007).

9. Diskuze

Většina posttěžebních prostorů má potenciál k vytvoření životních podmínek pro specializované druhy, leckdy i pro druhy vzácné či ohrožené, jak např. dokládá např. Majoor et al. (1999), Eyre et al. (2003) ve své studii. Jelikož jedním z hlavních nástrojů přírodě blízké obnovy je proces spontánní sukcese, je zapotřebí, aby na disturbovaném území převládaly podmínky, které mohou proces sukcese úspěšně zahájit (Wiegand et al., 2001). Není-li tomu tak, je třeba příznivé podmínky vytvořit pomocí vhodně zvolených managementových opatření, která se vzhledem k různorodosti posttěžebních ploch liší (Řehounek et al., 2010). Prach et al. (2008) např. uvádí jako adekvátní rekultivovat oblasti s vysokou mírou toxicity (pro možné kolonizátory neobyvatelné) či prostorů ohrožených erozí. Nevyhnutelné zabezpečení postupy rekultivací je i v případě ohrožení životního prostředí a života lidí, jako tomu bylo např. v Radvanicích (okres Trutnov, ČR) při zahoření odvalu po těžbě uhlí (Osner et al., 2002). V takových případech skutečně smysluplné rekultivovat je, avšak i zde se v tzv. biologické fázi rekultivace nachází prostor pro přírodě bližší obnovu, jak např. uvádí Hendrychová et al. (2012).

Posláním rekultivačních projektů je obnova ekologických funkcí a vytvořit prostor pro budoucí využití (Kryl et al., 2002). Vzniklé antropoeosystémy tak mají podobu zalesněných ploch v pravidelném sponu, produkčních polí, velkoplošných jezer či zcela umělých podob, jak např. Pearman (2009) uvádí ve své publikaci. Rekultivace tak plní především sociálně-ekonomickou funkci, kdy dochází především k naplnění potřeb člověka. Avšak neohrožuje-li bezpodmínečně posttěžební prostor svými specifickými podmínkami životní prostředí a život lidí, nejedná se vždy o nejlepší možné řešení. Vzniklý antropoeosystém má podobu srovnatelnou s okolní krajinou, avšak z hlediska biodiverzity a estetiky je nový vzhled posttěžebního prostoru naprosto bezcenný (Baig, 1992; Holl, 2002; Hodačová et al., 2003; Kalivoda et al., 2014). Vhodným kompromisem by tak mohla být spolupráce těžebních společností, odborné veřejnosti a státní správy a umožnit prostor přírodě blízkým způsobům obnovy v rekultivační praxi (Tischew et al., 2007; Krauss et al., 2009; Řehounek et al., 2010). Vzorovým příkladem může být i skupina HeidelbergCement, která zahrnuje těžařské společnosti po celém světě, a jejíž strategie následné obnovy posttěžebních prostorů kombinuje jak rekultivační metody (v ČR dle horního zákona), tak metody přírodě blízké v podobě řízené

sukcese. Od roku 2012 tato skupina pořádá mezinárodní soutěž Quarry Life Award, jejímž cílem je seznámit veřejnost s biologickou hodnotou těžebních prostor na celém světě (Monika Praženková, III. 2013, in litt.). O osvětu této problematiky se také snaží sdružení SER (Wortley et al., 2013).

Dostupné informace nepotvrdily, že by přírodě blízké postupy při obnově posttěžební krajiny měly negativní vliv na životní prostředí či život lidí. Zdá se tedy, že by takto biologicky hodnotné, ekonomicky výhodné, zdravotně nezávadné a esteticky přijatelné alternativě nemělo nic bránit v realizaci. Nicméně např. na území ČR zůstává problém zakořeněn v legislativě (Řehounek et al., 2010). O uplatnění environmentálních metod obnovy v posstěžebních oblastech se aktuální legislativa nezmiňuje (Hendrychová et al., 2012). Ani horní právo svými předpisy nijak nepodporuje orgány ochrany přírody v problematice posttěžební činnosti. Kompetentní orgány se tak mohou nejvíce angažovat jen v etapě přípravy ložiska před dobýváním (Bernard, 2007). Zákon č. 334/1992 Sb. v §4 počítá po ukončení prací s okamžitým začátkem rekultivování, které připraví terén do podoby k následnému plnění funkcí podle rekultivačního plánu. Přirozené obnově nenahrává ani §13 odst. 3 písmene „c“ lesního zákona, jenž pobízí k tomu, aby dřívě zalesněné pozemky byly po těžbě opětovně využity k plnění funkcí lesa a pro jiné uvolněné plochy byly vytvářeny podobné podmínky.

Možný prostor pro metody ekologie obnovy přesto existuje. Podle vyhlášky ČBÚ č. 172/1992 Sb. má plán sanace a rekultivace navazovat na plánované využití území po ukončení těžby. Zde je tak možnost počítat s přirozenou ekologickou obnovou na samotném začátku a zakomponovat ji do návrhu plánu sanace a rekultivace. Další možností je žádost o trvalé vynětí půdy ze zemědělského půdního fondu (ZPF) pro nezemědělské účely (v tomto případě přírodě blízkou obnovu) dle zákona č. 334/1992 Sb. a §9, jenž je schvalována MŽP v souladu s rekultivačním plánem. Nic by tak nebránilo uskutečnit tento zájem. Stejskal (2009) však tvrdí, že trvalé vynětí ze ZPF je velmi drahé a je tak pochopitelné, že vlastníci pozemků nechtějí brát v potaz finančně nevýdělečnou sukcesi. Např. ve Spolkové republice Německu jsou některé posttěžební plochy vykupovány za účelem přirozené obnovy ekologickými nadacemi (Tischew et Kirmer, 2007). Procesu sukcese nahrává i §18 stavebního zákona, který mimo jiné uvádí, že v rámci územního plánování je ve veřejném zájmu chránit a rozvíjet přírodní dědictví. Přičemž lze poukázat na to, že

právě zachování potenciálu posttěžebních prostorů může vyjít vstříc těmto principům. V současné legislativě ČR však nelze momentálně hledat pevnou oporu (Gremlica et al., 2013).

Obor ekologie obnovy v ideálním případě poskytuje jasně definované pojmy, modely, metody a nástroje pro odborníky, jež mohou tyto prostředky aplikovat v praxi (SER, 2004). Toho však není stále dosaženo a uskutečněné průzkumy tak čerpají především z praxe uskutečněné v přirozených či polopřirozených biotopech. Cooke et Johnson (2002) dodává, že tato skutečnost se nepříznivě odráží i v teorii, neboť nejde jen o obnovu, ale také o ekologické posouzení přírody. Nastává tedy problém, že poměrně mladý obor ekologie obnovy nemá dostatečně pevnou koncepční základnu, na které by projekty obnovy mohly stát (Halle, 2007; Wortley et al., 2013). K nedorozumění tak dochází jak při používání správné terminologie, tak i s nimi spjatými možnými návrhy obnovy, kdy např. Zhu et al. (2009) používá označení obnova (*restoration*) ve smyslu rehabilitace (*rehabilitation*) posttěžebního prostoru bývalého lomu. SER (2004) přitom *rehabilitation* definuje jako proces náhrady ekosystémových funkcí, produktivity a služeb, přičemž *restoration* jako znovuzapojení již existující biotické celistvosti z hlediska druhového složení a struktury společenstva. Jasně pojmenování prostředků ekologie obnovy by tak mohlo napomoci samotnému postavení oboru mezi ostatními vědeckými disciplínami spjatými s touto problematikou, tak i v prosazování vědeckých poznatků v celosvětové praxi (Aronson et Vallejo, 2006; Hobbs, 2007).

Velkou roli hraje i sociálně-ekologické hledisko, na které je stále v rámci ekologie obnovy nedostatečně pohlíženo a i studováno. Mnozí autoři, např. Kirmer et Mahn (2001), Lavoie et al. (2003), Řehouňková (2006), vyzdvihují samovolný zárůst či usměrněnou sukcesí nástroji přírodě blízké obnovy jako finančně nízkonákladovou záležitost oproti drahým rekultivačním projektům. Stejskal (2009) však upozorňuje na nemalý zisk, ze kterých těží firmy zabývající se rekultivacemi. Realizované projekty se pohybují v řádech stovek miliónů korun. Zárodkem problému může být už samotná těžební společnost či rekultivační firma, které přirozenou obnovu devastované oblasti nechtějí akceptovat či samotná veřejnost (Aronson et Vallejo, 2006).

Rozhodující, i když stále nedostatečně studovaným hlediskem, je i estetika krajina. Např. rozsáhlé posttěžebních plochy výsypek na severozápadu ČR, jsou

zastánci rekultivačních metod přetvářeny na lesnické, zemědělské, vodní i komerčně využívané pozemky jako prostředky vidiny lepší krajiny (Štýs, 1990; Sixta, X. 2012, in verb.). V případě zástavby se však občané k takové vyhlídce kladně nestaví. Příkladem může být portál e-mostecko.cz, kde proběhla prostřednictvím sociální sítě Facebook diskuze na téma: „Jak by se líbil občanům návrh nového města, který by mohl vzniknout za několik desetiletí u vznikajícího jezera Most?“ (Příloha č. 7) Reakcemi byly: „Hrůza?“, „Kam by se pak mohlo jít odpočívat, když tu všude jsou jen paneláky a mnoho z nich je prázdných?“, „Kdo by tam bydlel, když je tu taková nezaměstnanost a tím by vznikla leda příležitost pro pár lidí, které by stavba živila jen po dobu stavby.“, „Chceme více přírody a ne betonu.“ Yuan et al. (2006), Pearman (2009), Zhu et al. (2009) pohlíží na posttěžební prostory jako na výrazné krajinné prvky v krajině, jež by měly udržitelně poskytovat sociální, ekonomické a kulturní hodnoty, čímž svůj pohled nesoustředí jen biodiverzitu. Ve stabilním propojení ekologie, ekonomie a kultury tak lze vidět východisko k trvale udržitelnému rozvoji (Bradshaw, 2000; Aronson et Vallejo, 2006). Výzkumem estetického vnímání krajiny prostřednictvím dotazování veřejnosti se zabýval Kalivoda et al. (2014), přičemž respondenti nejkladněji hodnotí krajinu s přírodními prvky. Jen společný postoj a porozumění péči k přírodním zdrojům může vést k úspěšným realizacím přirozeně blízké obnovy (Cooke et Johnson, 2002).

10. Závěr

Disturbance v krajině probíhaly, probíhají a probíhat budou. Lidská činnost je však narušitelem neustálým. Sotva člověk přestane těžit nerostné suroviny, rašelinu či ukládat odpad na haldy nebo odkaliště, po krátkém čase se tam technickými rekultivacemi opět snaží zmodelovat terén a osázet patřičnou vegetací k obrazu svému. Technická rekultivace je náročná. A to především finančně. To, co je příroda schopná zajistit svými vlastními silami, to může člověk napodobovat skrze dostupné finanční zdroje. Nejedná se však jen o finance vynaložené na okamžitou rekultivaci disturbované lokality, další finanční zdroje je třeba vynaložit na udržování žádoucího stavu, neboť uměle vytvořený biotop je ohrožen negativními vlivy z vnějšího prostředí. Pravdou zůstává, že je-li technická rekultivace učiněna důsledně, za poměrně krátkou dobu je pokryv vegetací téměř 100%.

Z hlediska ekologického, v leckterém případě i krajinářského, jsou vytvářena bezcenná stanoviště kopírující sousední kulturní krajinu na úkor rádocy se vytvářejícího přirozeného biotopu se specifickým společenstvem. Příroda oproti tomu sice potřebuje k vytvoření očekávaného biotopu delší časový prostor, je však shovívavější vůči druhům iniciálních stádií sukcese, kteří se jen stěží vyskytnou v konkurenčně silných mezotrofních až eutotrofních okolních biotopech. Výsledný, byť zdlouhavý proces spontánní sukcese či přírodě blízké obnovy vytváří přirozenější, harmoničtější, stabilnější a hlavně cennější biodiverzitu, především v počátečních stádiích sukcese.

Jedno je tak neoddiskutovatelné. Člověk může přírodní procesy simulovat, může se je pokusit nahradit, vylepšit. V současné době ale tak činí pouze k obrazu svému. Technické rekultivace, i když jsou motivovány dobrými úmysly, jsou ale pouhými kopiemi produkční krajiny. Kopíemi, které lze spatřit "všude" kolem. Kopíemi, které však nikdy nemohou dosáhnout dokonalosti originálu přirozeně se vytvářejícího ekosystému. Nejde o to rezignovat nad snahami náprav disturbovaného stavu, ale člověk by tak nemusel podléhat pokušení řídit i to, co nemusí.

Závěrem bych tedy chtěl říct, že vzhledem k tomu, že mě žádný ze studovaných zdrojů nepřesvědčil o tom, že spontánní sukcese ani metody přírodě blízké obnovy negativně ovlivňují krajinu kolem nás, i když využití technických rekultivací má v malém měřítku své opodstatnění, a tak by tyto přírodě blízké

možnosti měly být kladně přijaty jak ze strany těžařských společností a veřejností, tak i ze strany státní správy. Stal ze mě jeden z dalších zastánců přirozené obnovy posttěžebních oblastí. Metody technické rekultivace mají svá opodstatnění v případě bezprostředního ohrožení životního prostředí a zdraví. Po zabezpečení ohrožujících faktorů však lze ponechat obnažené povrchy iniciálním kolonizátorům v okolí, kteří již netrpělivě čekají na svou příležitost.

Tato práce tak přibližuje potenciál posttěžebních oblastí s možnostmi zachovávající tento významný potenciál. Jelikož tato práce je souhrnem názorů a studií odborníků, v možné navazující práci by bylo účelné zjistit, jak se k přírodě blízké obnově či praktikovaným rekultivacím staví veřejnost zasažených nebo přiléhajících obcí s posttěžebními prostory, příp. i vlastníci posttěžebních pozemků. Získané poznatky z terénu by tak mohly odborníkům ucelit informace o postoji neodborné veřejnosti v této problematice a zároveň tak podložit návrh ke zlepšení.

„Z jedné strany může být přírodě blízká obnova stejně tak účinná jako umělá rekultivace. Na druhou stranu může přírodě blízká obnova přinést méně, než je očekáváno. V obojím případě je však třeba si toho vážit, neboť je tak činěno bez zbytečně velkých nákladů a lidské práce.“ (Bradshaw, 2000)

Přehled literatury a použitých zdrojů

Literární a internetové zdroje:

ALLEN E., COVINGTON W. W. et FALK D. A., 1997: Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration ecology* 5/4: 275–276.

ANDĚRA M., 2000: Encyklopedie naší přírody. *Nakladatelství Slovart, Praha, 176 s.*

ARONSON J. et VALLEJO V. R., 2006: Challenges for the practice of ecological restoration. In van ANDEL J. et ARONSON J. (eds.): *Restoration Ecology: The New Frontier. Blackwell Science, Oxford: 234–247.*

BAIG M. N., 1992: Natural revegetation of coal mine spoils in the Rocky Mountains of Alberta and its significance for species selection in land restoration. *Mountain Research and Development* 12/3: 285–300.

BALMER O. et ERHARDT A., 2000: Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14/3: 746–757.

BAZZAZ F. A., 1979: The physiological ecology of plant succession. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 10: 351–371.

BENEŠ J., KEPKA P. et KONVIČKA M., 2003: Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17/4: 1058–1069.

BENTON T. G., VICKERY, J. A. et WILSON J. D., 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18/4: 182–188.

BERNARD M., 2007: Horní právo a ochrana životního prostředí. – *České právo životního prostředí, 2007/20, online:*
http://www.cspzp.com/dokumenty/casopis/cislo_20.pdf, cit: 14. 3. 2013.

BORGEGARD, S., 1990: Vegetation development in abandoned gravel pits: Effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. *Journal of Vegetation Science* 1: 675–682.

BOTKOVÁ K. et KUPEC P., 2010: Rekultivace odvalu Doubrava – krajinářský přístup versus řízená sukcese [nepublikováno]. *Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně. [Dep.: Ústav inženýrských staveb, tvorby a ochrany krajiny v Brně].*

BOUKAL M., 2010: Zhodnocení usměrněné spontánní obnovy z hlediska vodních brouků na několika vybraných jihočeských pískovnách, doplněné poznámkami k jejich dalšímu managementu. *Elateridarium* 4: 78–93.

BRADSHAW A. D., 1996: Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53/Supplement 1: 3–9.

BRADSHAW A., 2000: The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* 51/2–4: 89–100.

BROUMOVÁ H., NOVOTNÁ K. et ŠÍMOVÁ I., 2007: Výsypka po těžbě hnědého uhlí – unikátní krajinný novotvar [nepublikováno]. *Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. [Dep.: Laboratoř aplikované ekologie, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích].*

CARRICK P. J. et KRÜGER R., 2007: Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: Lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. *Journal of Arid Environments* 70/4: 767–781.

CÍLEK V., 1999: Revitalizace lomů – principy a návrh metodiky. *Ochrana přírody* 54/3: 73–76.

CÍLEK V., 2002: Industriální příroda – problémy péče a ochrany (Případový problém: buštěhradská halda). *Ochrana přírody* 57/10: 313–316.

CÍLEK V., 2005: Krajiny vnitřní a vnější. *Nakladatelství Dokořán, Praha, 232 s.*

COOKE J. A. et JOHNSON M. S., 2002: Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews 10/1: 41–71.*

CULLEN W. R., WHEATER C. P. et DUNLEAVY P. J., 1998: Reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK. *Biological Conservation 84: 25–33.*

CUMMINGS J., REID N., DAVIES I. et GRANT C., 2005: Adaptive restoration of sand-mined areas for biological conservation. *Journal of Applied Ecology 42/1: 160–170.*

ČERMÁK P., DEDERA F. et KOHEL J., 2002: Rekultivace ploch devastovaných těžbou nerostných surovin v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru: metodika. *Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 88 s.*

DANČÁK M., 2004: Ohrožení a ochrana vegetace ČR. *Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, Olomouc, online:*
<http://www.botanika.upol.cz/atlasyspolecenstva/index.html>, cit: 2. 3. 2014.

DIMITROVSKÝ K., 2000: Zemědělské, lesnické a hydričké rekultivace území ovlivněných báňskou činností. *Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 66 s.*

DOLEŽALOVÁ J., VOJAR J., SMOLOVÁ D., SOLSKÝ M. et KOPECKÝ O., 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering 43: 5–12.*

DOLNÝ A. et HARABIŠ F., 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession form suitable habitats for dragonflies. *Biological conservation 145: 109–117.*

DUDÍKOVÁ T., 2007: Sukcese vegetace na výsypkách po těžbě uranu na Příbramsku [nepublikováno]. *Bakalářská práce (Bc.). Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. [Dep.: Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích].*

DVOŘÁK P. et ŠVEC J., 2008: Napouštění zbytkové jámy lomu Most – Ležáky. *Palivový kombinát Ústí nad Labem, s. p., Ústí nad Labem, online: http://www.pku.cz/pku/vz/clanek_jm.pdf, cit: 15. 12. 2013.*

ECER, 2012: Declarations. *European Conference on Ecological Restoration, Praha, online: <http://www.czech-in.org/ecer2012/doc/Declarations.pdf>, cit: 4. 3. 2013.*

EGLER F. E., 1954: Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition – a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412–417.

EVROPSKÁ KOMISE, 2011: Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020. *Ministerstvo životního prostředí, Brusel, online: [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/strategie_eu_biologicka_rozmanitost/\\$FILE/OMOB-Strategie_EU_o_biodiverzite-20110623.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/strategie_eu_biologicka_rozmanitost/$FILE/OMOB-Strategie_EU_o_biodiverzite-20110623.pdf), cit: 2. 4. 2013.*

EYRE M. D., LUFF M. L. et WOODWARD J. C., 2003: Beetles (Coleoptera) on brownfield sites in England: An important conservation resource? *Journal of Insect Conservation* 7: 223–231.

FARKAČ J., KRÁL D. et ŠKORPÍK M. (eds.), 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.*

FELINKS, B., 2004: Priority sites for nature conservation in former lignite mining sites: Solution or bandwagon? *Peckiana* 3: 69–75.

FIALA O., 2007: Technická rekultivace na odkališti. *SMO a. s., Otrokovice, online:* <http://www.smo.cz/specializovane-provozy/technicka-rekultivace-na-odkalisti>, cit: 21. 2. 2014.

FORMAN R. T. et GONDRON M., 1993: Krajinná ekologie. *Academia, Praha, 572 s.*

GALÁN P., 1997: Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation 79: 187–195.*

GEMRICH J. et JUNGSMANN J., 2013: Těžba v povrchových dolech, kamenolomech, technologické operace při těžbě vápence a kamene. *Odborné vzdělávání úředníků pro výkon státní správy ochrany ovzduší v České republice, Plzeň, online: http://www.ekomonitor.cz/sites/default/files/obrazky/seminare/ovzdusi/seminar3/4_gemrich.pdf, cit: 2. 4. 2014.*

GREMLICA T., CÍLEK V., VRABEC V., ZAVADIL V. et LEPŠOVÁ A., 2012: Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin. *Ústav pro ekopolitiku o.p.s., Praha, online: http://ekopolitika.cz/images/stories/obnova%20krajiny/Rekultivace_a_management_neprirodnich_biotopu_v_CR_Metodika.pdf, cit: 17. 2. 2013.*

GREMLICA T., VRABEC V., CÍLEK V., ZAVADIL V., LEPŠOVÁ A. et VOLF O., 2013: Industriální krajina a její přirozená obnova. *Novela bohémica, Praha, 110 s.*

GROOTEN M. (ed.), 2012: Living Planet Report: Biodiversity, biocapacity and better choices. *WWF (World Wildlife Fund), Switzerland, online: http://awsassets.panda.org/downloads/1_lpr_2012_online_full_size_single_pages_final_120516.pdf, cit. 31. 3. 2014.*

GRULICH V., 2012: Červený seznam cévnatých rostlin České republiky (nejnovější verze, stav v roce 2012). *Botany.cz, online: <http://botany.cz/cs/cerveny-seznam/>, cit. 26. 2. 2015.*

HALLE S., 2007: Present state and future perspectives of restoration ecology-introduction. *Restoration Ecology* 15/2: 304–306.

HARABIŠ F., TICHÁNEK F. et TROPEK R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55: 51–61.

HARRIS J. A. et van DIGGELEN R., 2006: Ecological restoration as a project for global society. In: van ANDEL et ARONSO J. (eds.): *Restoration Ecology*. Blackwell Publishing, 3–15.

HENDRYCHOVÁ M., KABRNA M., ONDRÁČEK V. et BORŠIOVÁ J., 2012: Katalog mimoprodukčních biotopů pro rekultivaci území dotčeného těžbou Severočeských dolů a. s., *Severočeské doly a.s., Chomutov*, 52 s.

HOBBS R. J., 2007: Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. *Restoration Ecology* 15/2: 354–357.

HODAČOVÁ D. et PRACH K., 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11/3: 385–391.

HOLÁ M., 2012: Analýza vývoje krajiny v oblasti Mostecké pánve [nepublikováno]. *Bakalářská práce (Bc.). Fakulta životního prostředí. Česká zemědělská univerzita v Praze. [Dep.: Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze]*.

HULA V. et ŠŤASTNÁ P., 2010: Spiders (*Araneida*) from the Lesní lom quarry (Brno-Hády). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 58: 57–64.

HOLL K. D., 2002: Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology* 39/6: 960–970.

CHAULYA S. K., SINGH R. S., CHAKRABORTY M. K. et TEWARY B. K., 2000: Bioreclamation of coal mine overburden dumps in India. *Land Contamination and Reclamation* 8/3: 189–199.

CHLUPÁČ I., BRZOBOHATÝ R., KOVANDA J. et STRÁNÍK Z., 2002: Geologická minulost České republiky. *Academia, Praha*, 436 s.

JAKŠIČOVÁ T., 2003: Vegetační dynamika třeboňských blatkových rašeliníšť po narušení [nepublikováno]. *Bakalářská práce (Bc.). Přírodovědecká fakulta. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. [Dep.: Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích].*

JEFFERSON R. G., 1984: Quarries and wildlife conservation in the Yorkshire Wolds, England. *Biological Conservation* 29/4: 363–380.

JOCHIMSEN M. E., 2001: Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil. *Ecological Engineering* 17: 187–198.

KALIVODA O., VOJAR J., SKŘIVANOVÁ Z. et ZAHRADNÍK D., 2014: Consensus in landscape preference judgments: The effects of landscape visual aesthetic quality and respondents' characteristics. *Journal of Environmental Management* 137: 36–44.

KHATER, C., MARTIN, A. et MAILLET, J. 2003: Spontaneous vegetation dynamics and restoration prospects for limestone quarries in Lebanon. *Applied Vegetation Science* 6: 199–204.

KIRMER A. a MAHN E. G., 2001: Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 19–27.

KLABNÍK L., ZAVADIL V. et VOLF O., 2002: Avifauna složiště popílku elektrárny Vřesová. *Příroda* 13: 107–124.

KLETEČKA Z., BLÍZEK J. et GRYZ F., 2006: První nálezy svižníka (*Cicindela arenaria viennensis* (Coleoptera: Carabidae) v jižních Čechách. *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích, Přírodní vědy* 46: 177–180.

KONVIČKA M., FRIC Z. et BENEŠ J., 2006: Butterfly extinctions in European states: Do socioeconomic conditions matter more than physical geography? *Global Ecology & Biogeography*, 15: 82–92.

KOVÁŘ P., 2000: Přirozená obnova nepřirozených krajín. Je možné ekosystémovým přístupem napomoci ekonomii přírody? In: HÁJEK T. et JECH K.: Téma pro 21. století: kulturní krajina aneb proč ji chránit? *Ministerstvo životního prostředí, Praha: 110–121.*

KOVÁŘ P., 2006: Ekologie obnovy poškozené krajiny. *Zprávy České Botanické Společnosti* 41, *Materiály* 21: 23–38.

KRAUSS J., ALFERT T. a STEFFAN-DEWENTER I., 2009: Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 46/1: 194–202.

KRYL V., FRÖHLICH E. et SIXTA J., 2002: Zahlazení hornické činnosti a rekultivace. *Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Ostrava, 83 s.*

LAVOIE C., GROSVERNIER P., GIRALD M. et MARCOUX K., 2003: Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management* 11: 97–107.

LITT A. R., PROVENCHER L., TANNER G. W. et FRANZ R., 2001: Herpetofaunal responses to restoration treatments of longleaf pine sandhills in Florida. *Restoration ecology* 9/4: 462–474.

MAJOOR G. D. a LEVER A. J., 1999: Succession in the snail fauna of a rehabilitated limestone quarry near Maastricht, The Netherlands. *Basteria* 63: 83–88.

MARRS, R. H. et BRADSHAW A. D., 1993: Primary succession on man-made wastes: The importance of resource acquisition. *In: MILES J. et WALTON D. H. (eds.): Primary succession on land. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 221–248.*

MOCEK B., MIKÁT M. et SAMKOVÁ V., 2011: Lom Rožmitál u Broumova. Průvodce naučnou stezkou. *Hradec Králové, 70 s.*

MZe, 2014: Souhrnná evidence zařazení vodních děl do I. – III. kategorie z hlediska technickobezpečnostního dohledu. *Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, online: http://www.dppcr.cz/prilohy/vd_1-3.pdf, cit: 10. 1. 2015.*

NOVÁK J., 2006: Variabilita sukcesních změn vegetace v čedičových lomech Českého Středohoří. – *In: NOVÁK J.: Vegetation succession in quarries in the České Středohoří Hills University of South Bohemia, Faculty of Biological Science, 87 s.*

NOVÁK J. et PRACH K., 2003: Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science 6: 111–116.*

ODUM, E. P., 1977: Základy ekologie. *Academia, Praha, 733 s.*

OSNER Z., NĚMEC J. et alii, 2002: Sanace hořícího odvalu Dolu Kateřina – Radvanice v Čechách. *Hornická Příbram ve vědě a technice, Příbram, online: http://slon.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z11/P_11.htm, cit: 15. 4. 2011.*

PEARMAN G., 2009: 101 způsobů jako využít díru v zemi. *Post-mining Alliance, Cornwall, 138 s.*

PECHAROVÁ E., SVOBODA I., SIXTA J., MARTIŠ M. et alii, 2012: Vybrané přístupy efektivních postupů pro obnovu devastovaných území Podkrušnohoří. *Lesnická práce s.r.o., Kostelec nad Černými lesy, 58 s.*

PENSA M., SELLIN A., LUUD A. et VALGMA I., 2004: An analysis of vegetation restoration on opencast oil shale mines in Estonia. *Restoration Ecology* 12/2: 200–206.

PETRÁNEK J., 2007: On-line geologická encyklopedie. *Česká geologická služba, Brno, online: <http://www.geology.cz/aplikace/encyklopedie/term.pl?odval>, cit: 18. 3. 2013.*

PRACH K., 1995: „Restaurační ekologie“, či ekologie obnovy? *Vesmír* 3: 143.

PRACH K., 2006: Ekologie obnovy jako mladý obor a uplatnění botaniky v něm. *In: PRACH K. (eds.): Zprávy České botanické společnosti 41, Materiály 21. ČBS, Praha: 13–21.*

PRACH K., 2009: Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy. *Živa* 2009/1: 22–24.

PRACH K., BASTL M., KONVALINKOVÁ P., KOVÁŘ P., NOVÁK J., PYŠEK P., ŘEHOUNKOVÁ K. et SÁDLO J., 2008: Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích v České republice – přehled dominantních druhů a stadií. *Příroda* 26: 5–26.

PRACH K. et PYŠEK P., 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.

PRACH K., PYŠEK P. et BASTL M., 2001: Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.

ROBERT É. C., ROCHEFORT L. et GARNEAU M., 1999: Natural revegetation of two block-cut mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 77: 447–459.

ROUBÍČKOVÁ A., MUDRÁK O. et FROUZ J., 2012: The effect of belowground herbivory by wireworms (Coleoptera: Elateridae) on performance of *Calamagrostis epigjos* (L) Roth in post-mining sites. *European Journal of Soil Biology* 50: 51–55.

ŘEHOUNKOVÁ K. et 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.

ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K. et PRACH K. (eds.), 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. *Calla, České Budějovice, 176 s.*

ŘEHOUNKOVÁ K., 2006: Spontánní sukcese vegetace ve šterkopískovnách: možnost pro ekologickou obnovu. In: PRACH K. (eds.): Zprávy České botanické společnosti 41, Materiály 21. ČBS, Praha: 125–133.

ŘÍHA J., 1974: Zdroje biosféry a problémy životního prostředí, Praha, Dům techniky ČVTS. In: HAVRLANT M. et BUZEK L., 1985: Nauka o krajině a péče o životní prostředí. SPN, Praha. 126 s.

SÁDLO J. et TICHÝ L., 2002: Sanace a rekultivace po lomové a důlní těžbě. ZO ČSOP Pozemkový spolek Hády, Brno, 36 s.

SBS ČR (Státní báňská správa České republiky), 2014: Přehled dobývacích prostorů na území České republiky. *Státní báňská správa České republiky – Těžební činnost, Praha, online: <http://www.cbusbs.cz/index.php/statistika.html>, cit: 15. 3. 2015.*

SER (Society for Ecological Restoration, Science and Police Working Group), 2004: SER International Primer on Ecological Restoration. *www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International, Washington, USA, online: <http://ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>, cit: 19. 2. 2013.*

SCHULZ F. et WIEGLEB G., 2000: Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation and Development* 11/2: 99–110.

SPITZER K., BEZDĚK A. et JAROŠ J., 1999: Ecological succession of a relict Central European peat bog and variability of its insect biodiversity. *Journal of Insect Conservation* 3: 97–106.

STALMACHOVÁ B., 1996: Základy ekologické obnovy průmyslové krajiny. *Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava, Ostrava, 155 s.*

STARÝ J., KAVINA P., SITENSKÝ I. et HODKOVÁ T., 2012: Surovinové zdroje České republiky - nerostné suroviny 2012. Statistické údaje do roku 2011. *Česká geologická služba, Praha, online: <http://www.geology.cz/extranet/publikace/online/surovinove-zdroje/SUROVINOVE-ZDROJE-CESKE-REPUBLIKY-2012.pdf>, cit. 12. 3. 2013.*

STEJSKAL J., 2009: Rekultivace aneb Jak vyhodit miliardy. *Ekolist.cz, zpravodajství / zprávy, Harrachov/Praha, online: <http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/rekultivace-aneb-jak-vyhodit-miliardy>, cit: 14. 11. 2013.*

STUHLÍK J., 2013: Jezero v Mostě stále nepřístupné, návrhy vážnou na příjezdové cestě. *Česká televize 1996 – 2014, Praha, online: <http://www.ceskatelevize.cz/ct24/regiony/214592-jezero-v-moste-stale-nepristupne-navrhy-vaznou-na-prijezdove-ceste/?mobileRedirect=off>, cit: 15. 12. 2013.*

SVOBODA L., BAŽANTOVÁ Z., NOVÁK J., TOBOLKA Z., VÁVRA R., VIMMROVÁ A. et VÝBORNÝ J., 2013: Stavební hmoty. *Elektronické vydání, Praha, online: <http://people.fsv.cvut.cz/~svobodal/sh/SH3v1.pdf>, cit: 31. 3. 2013.*

ŠÁLEK M., 2012: Succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49/6: 1417–1425.

ŠTÝS, S., 1990: Rekultivace území devastovaných těžbou nerostů. *Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 186 s.*

ŠTÝS S., 1996: Zelené plíce černého severu. *Severočeské doly a.s., Chomutov, 53 s.*

TICHÝ L. et SÁDLO J., 2001: Revitalizace vápencových lomů. *Ochrana přírody 56/6: 178–182.*

TISCHEW S. et KIRMER A. (2007): Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology, 15/2: 321–325.*

TROPEK R. et KONVIČKA M., 2008: Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mountains Czech Republic. *Land Degradation and Development 19: 104–114.*

TROPEK R., KADLEC T., KAREŠOVÁ P., SPITZER L., KOČÁREK P., MALENOVSKÝ P., BAŇAR P., TUF I. H., HEJDA M. et KONVIČKA M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology 47: 139–147.*

TROPEK R. et PRACH K., 2012: Místa narušená těžbou. In: JONGEPIEROVÁ I., PEŠOUT P., JONGEPIER J. W. a PRACH K. (eds.): Ekologická obnova v České republice. *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha: 87–108.*

TROPEK R. et ŘEHOUNEK J. (eds.), 2012: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. *ENTÚ BC AV ČR a Calla, České Budějovice, 152 s.*

URSIC K. A., KENKEL N. C. et LARSON D. W., 1997: Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology 34: 289–303.*

VAŇKOVÁ J., 2005: Jak rostliny osidlují opuštěná odkaliště? – *Živa 5: 201–204.*

VĚTVIČKA V., 1999: Evropské stromy. *Aventinum, Praha, 216 s.*

VÍCHA O., 2010: Rašelina jako objekt právních vztahů. Ministerstvo životního prostředí, Praha, online: http://www.academia.edu/2069570/RASELINA_JAKO_OBJEKT_PRAVNICH_VZTAHU, cit. 17. 1. 2014.

VOJAR J., 2006: Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 37: 35–40.

WALKER L. R., et del MORAL R., 2003: Primary succession and ecosystem rehabilitation. *Cambridge University Press*, 442 s.

WALKER L. R., WALKER J. et del MORAL R., 2007: Forging a new alliance between succession and restoration. In: WALKER L. R., WALKER J. et HOBBS R. J. (eds.): Linking restoration and ecological succession. *Springer science + Business media, LLC, New York, USA: 1–18.*

WHEATER C. P. et CULLEN W. R., 1997: The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restoration Ecology* 5/1: 77–84.

WIEGLEB G. et FELINKS, 2001: Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia chance or necessity. *Ecological Engineering* 17/2–3: 199–217.

WORTLEY L., HERO J.-M. et HOWES M., 2013: Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology* 21/5: 537–543.

YOUNG T. P., 2000: Restoration ecology and conservation biology. *Biological conservation* 92: 73–83.

YUAN J.-G., FANG W., FAN L., CHEN Y., WANG D.-Q. et YANG Z.-Y., 2006: Soil formation and vegetation establishment on the cliff face of abandoned quarries in the early stages of natural colonization. *Restoration Ecology* 14/3: 349–356.

ZAPLETAL L., 1968: Geneticko-morfologická klasifikace antropogenních forem reliéfu. *In:* LEJHLENEC G. (ed.): Sborník prací přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci, obor: Geografie-Geologie VIII. *Státní pedagogické nakladatelství, Praha: 239–426.*

ZHU D. D., SONG Y. S. et LI L., 2009: Study on sustainable landscape design of abandoned quarries. An example: Zhushan ecological park in Xuzhou. *Procedia Earth and Planetary Science 1: 1107–1113.*

Zákony:

VYHLÁŠKA č. 151/1957 Ú. I., která vydává podrobnější předpisy o těžbě rašeliny

VYHLÁŠKA č. 51/1989 Sb., o bezpečnosti a ochraně zdraví při práci a bezpečnosti provozu při úpravě a zušlechťování nerostů

VYHLÁŠKA č. 172/1992 Sb., o dobývacích prostorech, ve znění pozdějších předpisů.

VYHLÁŠKA č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, Příloha č. II a Příloha č. III

VYHLÁŠKA č. 13/1994 Sb., která upravuje některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu

VYHLÁŠKA č. 77/1996 Sb., o náležitostech žádosti o odnětí nebo omezení a podrobnostech o ochraně pozemků určených k plnění funkcí lesa

VYHLÁŠKA č. 590/2002 Sb., o technických požadavcích pro vodní díla, ve znění pozdějších předpisů

ZÁKON č.44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, ve znění pozdějších předpisů (horní zákon)

ZÁKON č. 61/1988 Sb., o hornické činnosti, výbušninách a o státní báňské správě, ve znění pozdějších předpisů

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

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

ZÁKON č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů (lesní zákon)

ZÁKON č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů (vodní zákon)

ZÁKON č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, ve znění pozdějších předpisů (stavební zákon)

ZÁKONNÉ OPATŘENÍ č. 61/1956 Sb., o těžbě rašeliny, ve znění pozdějších předpisů.

Obrázky:

URL 1: REED CITY – projekt města u jezera (online) [cit. 2014.04.11], dostupné z:
<http://www.bydleni-iq.cz/architektura-a-design/rekreace-relaxace/reed-city-%E2%80%93-projekt-mesta-u-jezera/>

Přílohy



Příloha č. 1: Obr. 1 a 2: Pohled z JZ (obrázek nalevo) a z JV (obrázek napravo) na vyšší stádium spontánní sukcese v desítky let opuštěném lomu po těžbě granulitu. Lokalita: podhůří Kletě (CHKO Blanský les), ČR. Foto: Radek Hlávka (2013).



Příloha č. 2: Obr. 3: Pohled ze západu na rozsáhlý prostor činného kamenolomu těžící šedou žulu (granodiorit). Lokalita: Krhanice – Prosečnice (okres Benešov u Prahy), ČR. Foto: Radek Hlávka (2011).



Příloha č. 3: Obr. 4: Heterogenní panoramata se žlutě kvetoucími porosty čilimníku řezanského (*Chamaecytisus ratisbonensis*). Lokalita: Pískovna u Dračice (Třeboňsko), ČR. Foto: Jana Šerhaklová (2012).



Příloha č. 4: Obr. 5: Rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*) na spontánně zarůstajícím bývalém ručně dobývaném rašeliništi. Lokalita: Krušnohoří, ČR. Foto: Radek Hlávka (2011).



Příloha č. 5: Obr. 6: Pohled ze západní části bývalého vápencového lomu JV směrem. Pozoruhodná je absence vegetace na místech s extrémnějšími stanovištními podmínkami. Lokalita: Vyšný u Českého Krumlova, ČR. Foto: Radek Hlávka (2010).



Příloha č. 6: Obr. 7: Velmi nízká pokryvnost vegetace na strmé západní stěně Odvalu č. 6. Lokalita: Příbram-Brod, ČR. Foto David Bílkovský (2007).



Příloha č. 7: Obr. 8: Reed city – projekt města u jezera od Tomáše Beránka a Michala Gabaše v rámci soutěže Bydlení IQ zabývající se návrhem nového sídla pro 10 000 obyvatel a využitím bývalého povrchového dolu. (URL 1)

Typ rezervy	černé uhlí		hnědé uhlí		ropa a zemní plyn		nerudy		celkem	
	tvorba	čerpání	tvorba	čerpání	tvorba	čerpání	tvorba	čerpání	tvorba	čerpání
Sanace a rekultivace	22.500	170.958	625.011	491.068	22.336	986	82.252	87.681	752.099	750.693
Důlní škody	468.508	196.012	25.663	25.248	100	0	2.695	2.595	496.966	223.855

Typ rezervy	12,5% podíl MŽP		12,5% podíl MPO		Dotace	celkem	
Vydobyté nerosty	80.714	80.714	80.714	80.714		161.428	161.428
Státní rozpočet					652.400		652.400

1.788.376

Příloha č. 8: Tab. č. 1: Vynaložené náklady na rekultivace na území ČR v roce 2011 v řádu tisíců Kč (upraveno dle Starý et al., 2012).

Kraj	Rekultivace rozpracované								Rekultivace ukončené							
	zemědělské		lesní		vodní		ostatní		zemědělské		lesní		vodní		ostatní	
	v DP	mimo DP	v DP	mimo DP	v DP	mimo DP	v DP	mimo DP	v DP	mimo DP	v DP	mimo DP	v DP	mimo DP	v DP	mimo DP
Hl. město Praha	1	0	0	0	0	0	8	0	2	5	0	0	0	0	3	1
Středočeský	203	1	174	14	49	0	57	2	389	35	69	8	157	31	72	16
Jihočeský	12	0	39	3	4	0	5	0	70	59	108	2	317	0	33	1
Píseňský	30	0	39	1	3	0	5	0	45	29	36	48	3	0	22	12
Karlovarský	54	137	761	1 214	1	6	56	18	365	1 052	708	1 583	564	26	115	34
Ústecký	857	921	1 470	1 338	359	31	855	571	1 251	1 291	2 491	2 642	386	193	895	1 468
Liberecký	34	3	94	20	0	0	23	0	62	45	201	16	5	0	3	0
Královéhradecký	34	1	22	5	3	0	12	0	80	8	118	4	100	0	21	4
Pardubický	8	0	6	12	56	0	2	0	35	0	10	9	36	0	8	2
Vysočina	0	1	3	0	0	0	2	3	10	3	38	5	0	0	6	4
Jihomoravský	101	8	31	0	2	3	16	9	435	29	147	7	8	0	9	8
Olomoucký	39	3	62	62	105	2	1	0	47	47	7	3	48	0	7	5
Zlínský	30	0	1	0	3	0	5	0	78	54	31	0	130	6	98	4
Moravskoslezský	33	1	520	23	68	2	154	12	865	67	635	34	336	3	307	13
ČR celkem	1 435	1 072	3 222	2 692	652	41	1 200	615	3 735	2 721	4 599	4 361	2 090	258	1 599	1 572

[řazeno dle krajů a dle způsobů rekultivace, DP = dobývací prostor, plochy v hektarech (1 km² = 100 ha)]

Příloha č. 9: Tab. č. 2: Rekultivace po těžbě výhradních ložisek nerostných surovin v roce 2011. Zdroj: Starý et al. (2012).

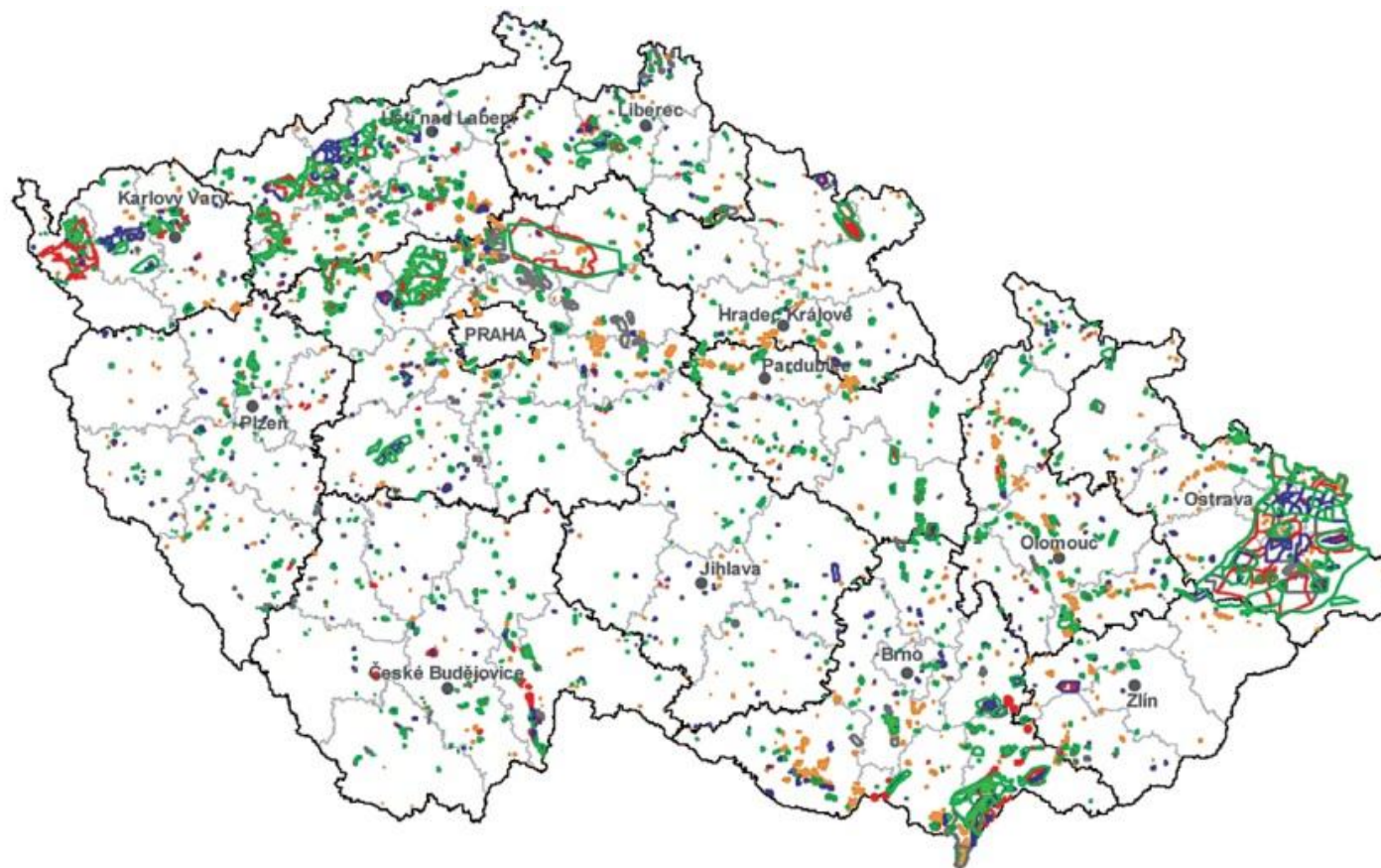
Skupina organismů	Počet druhů	ZCH druhy
Makroskopické Houby	621	46
Cévnaté rostliny	958	488
Roztoči - Pancířníci	249	-
Motýli	160	34
Blanokřídlí - Žahadloví	434	93
Blanokřídlí - Mravencovití	29	9
Brouci - Střevlíkovití	148	7
Měkkýši	9	1
Obojživelníci	18	17
Plazi	8	7
Ptáci	213	92
Savci	24	4

Příloha č. 10: Tab. č. 5: Výsledný souhrn počtu nalezených druhů v posttěžebních prostorech na území České republiky ukazuje jedinečný význam takových stanovišť z hlediska ochrany biologické rozmanitosti. Upraveno dle Gremlica et al. (2012).

Stádia sukcese	Iničiální stádium (1-3 roky)	Mladé stádium (4-10 let)	Střední stádium (11-25 let)	Pokročilé stádium (> 25 let)
Výsypky	<i>Conyza canadensis</i> <i>Persicaria lapathifolia</i> <i>Senecio viscosus</i> <i>Tussilago farfara</i>	<i>Agrostis stolonifera</i> <i>Atriplex sagittata</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Cardaria draba</i> <i>Carduus acanthoides</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Elytrigia repens</i> <i>Epilobium angustifolium</i> <i>Sisymbrium loeselii</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Tussilago farfara</i> <i>Typha latifolia</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Arrhenatherum elatius</i> <i>Avenella flexuosa</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Rubus spec. div.</i> <i>Salix caprea</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Tussilago farfara</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Betula pendula</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Populus tremula</i> <i>Salix caprea</i>
Kamenolomy	<i>Arenaria serpyllifolia</i> <i>Bromus tectorum</i> <i>Epilobium angustifolium</i> <i>Microrrhinum minus</i> <i>Senecio vernalis</i> <i>Tripleurospermum inodorum</i>	<i>Artemisia vulgaris</i> <i>Daucus carota</i> <i>Echium vulgare</i> <i>Epilobium angustifolium</i> <i>Erysimum crepidifolium</i> <i>Euphorbia cyparissias</i> <i>Poa compressa</i> <i>Rumex acetosella</i> <i>Sanguisorba minor</i> <i>Sedum album</i> <i>Tanacetum vulgare</i> <i>Tussilago farfara</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Arrhenatherum elatius</i> <i>Brachypodium pinnatum</i> <i>Bromus erectus</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Festuca rupicola</i> <i>Rosa spec. div.</i> <i>Rubus spec. div.</i> <i>Salix caprea</i> <i>Sambucus nigra</i> <i>Tanacetum vulgare</i>	<i>Acer campestre</i> <i>Betula pendula</i> <i>Brachypodium pinnatum</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Crataegus spec. div.</i> <i>Festuca rupicola</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Robinia pseudoacacia</i>

Příloha č. 11: Tab. č. 3 (zde) a Tab. č. 4 (str.73): Nejčastějších dominantní druhy sukcesních stádií na antropogenních stanovištích v ČR (Upraveno dle Prach et al., 2008)

Stádia sukcese	Iničiální stádium (1-3 roky)	Mladé stádium (4-10 let)	Střední stádium (11-25 let)	Pokročilé stádium (> 25 let)
Pískovny a Štěrkopískovny	<i>Conyza canadensis</i> <i>Filago minima</i> <i>Juncus bulbosus</i> <i>Scleranthus perennis</i> <i>Tripleurospermum inodorum</i> <i>Tussilago farfara</i>	<i>Alopecurus aequalis</i> <i>Agrostis capillaris</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Cornyphorus canescens</i> <i>Juncus articulatus</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Tussilago farfara</i> <i>Typha latifolia</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Alunus glutinosa</i> <i>Avenella flexuosa</i> <i>Betula pendula</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Populus tremula</i> <i>Salix caprea</i> <i>Salix cinerea</i> <i>Typha latifolia</i>	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Arrhenatherum elatius</i> <i>Avenulla flexuosa</i> <i>Betula pendula</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Populus tremula</i> <i>Quercus robur</i> <i>Robinia pseudoacacia</i> <i>Rosa canina, Salix cinerea</i>
Rašeliniště	<i>Bidens tripartita</i> <i>Echinochloa crus-galli</i> <i>Persicaria hydropiper</i> <i>Scleranthus perennis</i> <i>Spergularia rubra</i>	<i>Avenella flexuosa</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Calluna vulgaris</i> <i>Carex rostrata</i> <i>Deschampsia cespitosa</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Eriophorum vaginatum</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Molinia caerulea</i> <i>Phragmites australis</i>	<i>Avenulla flexuosa</i> <i>Betula pendula</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Deschampsia cespitosa</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Frangula alnus</i> <i>Molinia caerulea</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Salix cinerea</i>	<i>Avenulla flexuosa</i> <i>Betula pendula</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Frangula alnus</i> <i>Molinia caerulea</i> <i>Picea abies,</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Salix cinerea</i> <i>Vaccinium myrtillus</i>
Odkaliště	<i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Ceratodon purpureus</i> <i>Cladonia spec. div.</i> <i>Funaria hygrometrica</i>	<i>Agrostis capillaris / stolonifera</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Oenothera bienis</i> <i>Puccinellia distans</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Crataegus spec. div.</i> <i>Rosa spec. div.</i>	<i>Acer spec. div., Betula pendula</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Pinus sylvestris, Populus spec. div.</i> <i>Quercus robur, Salix spec. div.</i>



- bilancovaná ložiska
- dobývací prostory
- chráněná ložisková území

Příloha č. 12: Mapa č. 1: Báňské aktivity na území České republiky. Zdroj: Starý et al. (2012)