

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra zoologie a rybářství**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Unikátní biotopy vznikající na lokalitách ovlivněných  
těžbou a zpracováním nerostných surovin**

**Bakalářská práce**

**Jan Molcar**

**Veřejná správa v zemědělství, rozvoji venkova a krajiny**

**Vedoucí práce**

**Ing. Zuzana Čadková, Ph.D., DiS.**

© 2023 ČZU v Praze

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci " Unikátní biotopy vznikající na lokalitách ovlivněných těžbou a zpracováním nerostných surovin" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21.dubna 2023

---

## **Poděkování**

Rád bych touto cestou poděkoval Ing. Zuzaně Čadkové, Ph.D., DiS. za její rady a čas, který mi věnovala při řešení dané problematiky. Zároveň chci poděkovat rodině a přítelkyni za neustálou podporu během psaní bakalářské práce.

# Unikátní biotopy vznikající na lokalitách ovlivněných těžbou a zpracováním nerostných surovin

## Souhrn

Bakalářská práce se zabývá výskytem unikátních biotopů v těžebních lokalitách a zpracováním nerostných surovin. Těžba nerostných surovin negativně ovlivňuje přírodu a krajinu v České republice, včetně zvláště chráněných území, na kterých se mohou uchytit vzácné a chráněné druhy rostlin a živočichů. Pro jejich uchycení je nutné provést obnovu krajiny, a to ať už prostřednictvím spontánních procesů, anebo technickou úpravou, popřípadě jejich vzájemným kombinováním.

Práce je zaměřena na postupy směřující k obnově krajiny. Mezi hlavní principy obnovy se řadí cesta spontánní sukcesí nebo lidská činnost skrze rekultivační procesy. Nejběžnějším postupem je využití lesnické rekultivace, ale lze aplikovat i hydrický způsob rekultivace zatopením jam vzniklých po těžební činnosti, které následně slouží pro rekreaci, ale hlavně jako útočiště pro vodní organismy. Zatopením post-těžebních lokalit vznikají rekultivační jezera, u kterých lze monitorovat vývoj ekosystému v průběhu jejich napouštění. V neposlední řadě lze užívat proces zemědělské rekultivace pro obnovení zemědělské činnosti.

Velká část práce je zaměřena na popsání lokalit, ve kterých se vyskytují konkrétní druhy ohrožených či vzácných rostlin a živočichů. Významnou část utvářejí hnědouhelné výsyvky, které jsou v České republice nejrozšířenějším typem území s ukončenou těžbou. Výsyvky jsou osidlovány obojživelníky, které jsou hojnější než v okolní krajině. Důvodem jsou jejich ekologické nároky a zároveň charakter prostředí, které vzniká na výsypkách.

Dále jsou v práci zmíněné příklady lokalit ve střední Evropě, na kterých se vyskytují chráněné druhy rostlin a živočichů.

**Klíčová slova:** těžba, lokality, sukcese, rekultivace, biotopy, obnova krajiny, výsyvky

# Unique habitats created in localities affected by mining and processing of minerals

## Summary

The bachelor's thesis deals with the occurrence of unique biotopes in mining sites and mineral processing. Mineral extraction negatively affects the nature and landscape in the Czech Republic, including specially protected areas, where rare and protected species of plants and animals can be found. In order to accommodate them, it is necessary to restore the landscape, either through spontaneous processes or through technical adaptations or a combination of both.

The thesis focuses on the procedures for landscape restoration. The main principles of restoration include the path of spontaneous succession or human action through reclamation processes. The most common method is the use of forestry reclamation, but hydraulic reclamation can also be applied by flooding pits created after mining activities, which are then used for recreation, but mainly as a refuge for aquatic organisms. The flooding of post-mining sites creates reclamation lakes, where the development of the ecosystem can be monitored as they are filled. Last but not least, the process of agricultural reclamation can be used to restore agricultural activity.

A large part of the work is focused on describing sites where specific species of endangered or rare plants and animals occur. A significant part of them are brown coal dumps, which are the most common type of areas with terminated mining in the Czech Republic. The dumps are inhabited by amphibians, which are more abundant than in the surrounding landscape. This is due to their ecological requirements and also the nature of the environment that is created on the spoil heaps.

The thesis also mentions examples of sites in Central Europe where protected plant and animal species can be found.

**Keywords:** mining, sites, succession, reclamation, habitats, landscape restoration, dumps

# Obsah

<b>1 Úvod .....</b>	<b>8</b>
<b>2 Cíl práce.....</b>	<b>9</b>
<b>3 Literární rešerše.....</b>	<b>11</b>
<b>3.1 Těžba nerostných surovin .....</b>	<b>11</b>
3.1.1 Vliv těžby nerostných surovin na krajinu.....	11
<b>3.2 Povrchová těžba uhlí a její dopad na krajinu .....</b>	<b>12</b>
<b>3.3 Obnova míst narušených těžbou.....</b>	<b>13</b>
3.3.1 Postup u obnovy krajiny .....	15
3.3.2 Hodnocení úspěšnosti obnovy krajiny.....	16
<b>3.4 Rekultivace jako nástroj obnovy krajiny .....</b>	<b>16</b>
3.4.1 Typy rekultivací.....	17
3.4.2 Zemědělská rekultivace .....	17
3.4.3 Lesnická rekultivace .....	18
3.4.4 Hydrická (vodohospodářská) rekultivace .....	19
3.4.4.1 Jezero Medard na Sokolovsku.....	19
3.4.4.2 Jezero Most .....	20
3.4.5 Ostatní rekultivace .....	20
<b>3.5 Sukcese .....</b>	<b>20</b>
3.5.1 Spontánní sukcese.....	21
3.5.2 Primární sukcese.....	22
3.5.3 Sekundární sukcese.....	22
<b>3.6 Vznik abiotických podmínek po těžbě .....</b>	<b>23</b>
3.6.1 Biotopy pro společenstva rostlin a živočichů .....	23

<b>3.7 Lokality po těžbě černého uhlí.....</b>	<b>24</b>
3.7.1 Důl Nejedlý na Královehradecku, odval IDA .....	24
3.7.2 Důl Jan Šverma.....	24
<b>3.8 Unikátní biotopy na specifických těžebních lokalitách .....</b>	<b>24</b>
3.8.1 Pískovny na štěrkopískovny .....	25
3.8.1.1 Těžba štěrku a štěrkopísku v Pískovně Roudnice .....	26
3.8.1.2 Štěrkopískovna Hulín .....	26
3.8.2 Výsypky .....	26
3.8.2.1 Výsypky na Sokolovsku .....	27
3.8.2.2 Výsypky na Mostecku .....	28
3.8.2.3 Výsypky na Ostravsku.....	29
3.8.2.4 Výsypky na Kladensku.....	29
3.8.3 Rašeliniště.....	29
3.8.3.1 Rybník Velký černý – Zalíbené u Hlinska .....	30
3.8.3.2 Rašeliniště v Borkách .....	31
3.8.3.3 Babín .....	31
3.8.4 Kamenolomy.....	31
3.8.4.1 Lom Jezírko.....	32
3.8.4.2 Kladrubská hora .....	32
3.8.4.3 Lom Ve skále -  Přírodní památka Cikánka II. ....	32
3.8.5 Těžebny jílu .....	33
3.8.5.1 Jáma Zelená II. a III. ....	33
3.8.5.2 Kaolinová těžebna Únavov.. ....	33
3.8.6 Rudní a struskopopílková odkaliště.....	34
3.8.6.1 Struskopopílkové Třinecké odkaliště .....	34

3.8.6.2 Teplárenské odkaliště Hodějovice .....	35
<b>3.9 Příklady lokalit ovlivněné těžbou v Evropě.....</b>	<b>35</b>
3.9.1 Košské mokřady na Horní Nitře.....	35
3.9.2 Vzácné cévnaté rostliny po těžbě písku a šterku na okraji města Suwałki ..	35
<b>4 Závěr .....</b>	<b>37</b>
<b>5 Literatura .....</b>	<b>38</b>



# 1 Úvod

Těžba nerostných surovin v České republice patří mezi tradiční odvětví hospodářství. Nevýhodou však je, že při ní dochází k degradaci krajiny. Hlavními surovinami při těžební činnosti je uhlí (černé i hnědé), kámen, štěrkopísek, ale může se jednat například i o těžbu rašeliny, za účelem produkce zahradnické rašeliny.

Na post-těžebních lokalitách po ukončení těžby následně dochází k obnově krajiny. Ta je provedena dvěma základními způsoby, tj. přírodní proces sukcese či řízenou rekultivací, popřípadě i kombinací obou způsobů. Tyto procesy následně umožňují vznik nových krajinných území, na kterých se uchycují druhy živočichů a rostlin. Vyskytují se zde druhy, které preferují specifické až extrémní podmínky, jako je nízké pH nebo vysoká salinita.

Před těžební činností, během ní, i po jejím ukončení, je nutností provádět monitoring lokality, díky kterému lze odhalit výskyt vzácných či ohrožených druhů živočichů a rostlin. Podle následných výsledků je nutné upravit plán obnovy krajiny. (Řehounek et al. 2010).

Těžební společnosti jsou ze zákona povinny vytvářet sanační a rekultivační plán, před samotným zahájením těžební činnosti. Mimo územního plánu jsou zde uvedeny rekultivační požadavky na vzhled budoucí krajiny.

## **2 Cíl práce**

Cílem bakalářské práce je vytvoření aktuálního literárního přehledu shrnujícího dosavadní poznatky o biotických i abiotických charakteristikách lokalit ovlivněných těžebním a zpracovatelským průmyslem, které následně umožňují jejich kolonizaci specifickými, vzácnými či dokonce chráněnými druhy rostlin a živočichů.

Práce je zaměřena především na lokality v České republice, na kterých se vyskytují chráněné druhy rostlin a živočichů. Nastíněné jsou zde evropské lokality, kde se tyto druhy vyskytují.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Těžba nerostných surovin

Těžba nerostných surovin se zařazuje do primárního sektoru hospodářství. Její využití navazuje na odvětví zpracovatelského průmyslu, energetiky a stavebnictví. Po roce 1989 došlo ke strukturální změně, čím těžební činnosti výrazně poklesla. Jedním z důsledků je, že v dnešní době probíhají sanační, rekultivační práce. Hlavním cílem je vypořádat se se škodami, které vznikly důlní činností (MZP, 2007).

Grešlová (2021) uvádí, že v roce 2021 činila těžba nerostných surovin 117,6 milionů tun. Oproti roku 2020 je to nárůst o 3,5 %. Avšak jak již bylo zmíněno, těžební činnost poklesla. Je to o 27,1 % méně, než bylo v roce 2000.

Nejvíce se těží stavební suroviny, které tvoří 65,8 milion tun. Mezi nejvýznamnější komodity patří kámen a šterkopísek. Těžba hnědého a černého uhlí činila 31,2 milionů tun k roku 2021. V posledních letech však dochází k útlumu těžby, což vedlo k nutnosti dovozu černého uhlí ze zahraničí. Těžba nerostných surovin činí 17,9 milionů tun k roku 2021, kde se z nerostných surovin těží v největším množství vápenec a cementářské suroviny.

Místa s ukončenou těžební činností jsou následně rekultivovány. Od roku 2001 dochází k poklesu ploch, které jsou ovlivněné těžbou. Naopak narůstají rekultivované plochy, kterých v roce 2020 bylo 247,8 km<sup>2</sup>, narozdíl od roku 2001, kdy jich bylo pouze 155,0 km<sup>2</sup>. Zároveň se mezi roky 2001-2020 snížilo množství nerekulitovaných ploch o 394,6 km<sup>2</sup> (Grešlová, 2021).

#### 3.1.1 Vliv těžby nerostných surovin na krajinu

Řehounek et al. (2010) klasifikují těžbu nerostných surovin v České republice mezi tradiční odvětví hospodářství. Avšak v dnešní době dochází k ekonomickému poklesu, který je zapříčiněn snížením zásob různých surovin a do popředí dostávají jiná hospodářská odvětví. Obor těžby výrazně ovlivňuje přírodu a krajinu České republiky včetně některých velkoplošných zvláště chráněných území (CHKO České středohoří, Český kras, Třeboňsko).

Československo, jakožto člen bývalé východní Evropské skupiny zemí Comecon, bylo označeno jako „kovárna socialistického tábora“ s převahou hutnictví a energeticky náročného těžkého průmyslu, kde bylo uhlí považováno za „životní krev průmyslu“ (Říha et al. 2005).

V České republice, stejně jako ve většině evropských zemí, jsou těžební společnosti ze zákona povinny vytvořit sanační a rekultivační plán před zahájením těžební činnosti. Tento plán řeší terénní úpravy areálu s přihlédnutím k jeho budoucímu využití. S ohledem na multifunkčnost post-těžebních krajin, by měl rekultivační projekt obsahovat jak územní plán, tak i plán s rekultivačními požadavky na vzhled budoucí krajiny, a to na základě potřeb státní správy, těžařských společností a veřejnosti (Kaplan 1979; Dentoni & Massaci 2007).

Kubáňová (2007) uvádí, že studie realizovaná organizací Hnutí Duha doložila za nejvíce postiženou oblast Ústecký kraj. Tento region se vyznačuje nejvyšší koncentrací oblastí se zhoršeným stavem kvality ovzduší, nejnižší očekávanou délkou života, zvýšený výskyt alergických onemocnění, nejvyšší procento potratů a nejnižší počet lidí s vysokoškolským vzděláním. Ústecký kraj je řazen mezi nejméně atraktivní turistické destinace v České republice, například okresy Chomutov, Most, Teplice a Ústí nad Labem. Jedná se o region,

který se podílí na produkci více než 76 % veškeré těžby uhlí a produkuje více než 35 % elektřiny v ČR. Oblast Ústeckého kraje je téměř 200 let výrazně ovlivněna intenzivní těžební a průmyslovou činností.

Ke konci 80. let 20. století patřila mezi jedny z nejvíce devastovaných oblastí ve střední Evropě. Jednalo se o tzv. „černý trojúhelník“. Postupem času docházelo k utlumení intenzity těžby a průmyslové výroby. Avšak v roce 2015 došlo ke schválení částečného pozastavení limitů těžby vládou České republiky. Důvodem byla velká míra nezaměstnanosti v regionu. (Vráblíková et al. 2016).

Mezi další oblasti významně ovlivněné těžbou uhlí se řadí Sokolovská pánev s rozlohou 312 km<sup>2</sup>, ležící poblíž Karlových Varů. Dále Chebská pánev, která má obdobnou geologickou strukturu jako pánev Sokolovská. Její rozloha je 300 km<sup>2</sup>.

Přírodní podmínky v této oblasti jsou významně ovlivněny intenzitou srážek. Dochází zde k zásobování srážkami z Krušných hor. Odvodňování zajišťuje řeka Ohře a ve východní části řeka Bilina. S těžbou v těchto oblastech souvisí problematika ochrany vody v lázeňských místech. V Chebské pánvi bylo rozhodnuto k neobnovení těžby, hlavním důvodem jsou Františkovy Lázně. Těžba v Sokolovské pánvi je realizována společností Sokolovská uhelna, právní nástupce, a. s. Využívá se zde lom Jiří, který převzal těžbu lomu Družba (Pauliš et al. 2014; Štýs et al. 2014).

Frouz et al. (2007) uvádí, že od 50. let dvacátého století do současnosti se na Sokolovsku těží uhlí v povrchových dolech. Významná těžební oblast sousedí s Polskem a nachází se na východní části České republiky. Jedná se o Ostravsko-karvinský uhelný revír. (Pauliš et al. 2014; Štýs et al. 2014). Frouz et al. (2007) uvádí, že od 50. let dvacátého století do současnosti se na Sokolovsku těží uhlí v povrchových dolech.

Významná těžební oblast sousedí s Polskem a nachází se na východní části České republiky. Jedná se o Ostravsko-karvinský uhelný revír. Tato uhelná oblast představuje 90 % zásob černého uhlí u nás. Lze ji rozdělit na několik jednotlivých oblastí – Ostravu, Petřvald, Karvinou a Frenštát (Dopita et al. 1997). Během dvousetleté těžby docházelo k poklesu povrchu terénu. V dnešní době se poblíž výchozů nacházejí kuželovité prohlubně, tzv. pinky. Několik typů dolů se nacházelo na území města, které značně poškodily budovy, inženýrskou síť, silnice a železnice v důsledku poklesu půdy. Poškozeno bylo přibližně 300 km vodních toků, proto bylo nutné k obnovení jejich koryt započít umělé zásahy (Martinec et al. 2004).

### **3.2 Povrchová těžba uhlí a její dopad na krajinu**

Povrchová těžba uhlí přispívá k celosvětové výrobě energie. Nevýhodou je však její dopad na životní prostředí. Dopady na životní prostředí byly studovány od dob, kdy těžba začala být industrializována. Okolo 70. let 20. století začalo nejvíce docházet ke sledování enviromentálních problémů spojených s těžbou uhlí. Někteří odborníci předpovídají, že uhlí i nadále bude jednou z nejdůležitějších součástí hospodářského a sociálního rozvoje světové ekonomiky ve vyspělých i rozvojových zemích. Po roce 2000 došlo k významné změně celosvětové produkce uhlí. V roce 2006 USA, Rusko, Indie, Čína, Austrálie a jižní Afrika vyprodukovali 81,9 % z celkového množství uhlí na světě. Tyto země mají zhruba 90 % světové

zásoby uhlí. Dnes přibližně 40 % ze světové produkce uhlí pochází z povrchové těžby (Bian et al. 2010). Goswami (2015) uvádí, že uhlí je uznáváno jako hlavní zdroj energie v Indii po mnoho desetiletí a přispívá k téměř 27 % světové produkce energie. V některých zemích uhlí pohání více než padesát procent výroby elektřiny, např. v Jižní Africe (93 %), Polsku (87 %), Číně (79 %), Austrálii (78 %), Kazachstánu (75 %), Srbsku (72 %), Indii (68 %), Izraeli (58 %) včetně České republiky s 51 % (IEA, 2012).

Celosvětové vytěžitelné zásoby uhlí přesahují jeden bilion tun, které při současném tempu těžby by měli vystačit na dalších 270 let. V tomto případě je rozumné vyvodit závěr, že uhlí bude i nadále důležitým zdrojem energie a jeho těžba není průmyslovým odvětvím, které by mělo zaniknout (Bell et al. 2001).

Těžba uhlí se provádí především dvěma způsoby, tj. povrchovou a podzemní těžbou. Způsob těžby je ovlivněn geologickým stavem dané oblasti. Při těchto činnostech dochází ke značné degradaci přírodních zdrojů, ničení biotopů a ke vzniku obrovského množství odpadních materiálů, který může mít přímý negativní dopad na místní krajinu. Vzniká tak obrovský tlak na místní flóru a faunu, nejvíce na místech, kde dochází k odklonu lesní půdy pro těžbu. Mezi negativní dopady se řadí vliv na hladinu podzemní vody, pokles povrchu, desertifikace, degradace půdy, ničení vegetace, degradace ekosystémů, poškození krajiny a snížení úrodnosti půd (Fan et al. 2003, Goswami, 2015). To může vést k podstatnému uvolnění uhlíku z poškozené vegetace do atmosféry, což dále oslabuje celkový efekt pohlcování uhlíku a zvyšuje se negativní dopad těžby na životní prostředí (Huang et al. 2015).

Po ukončení těžby je nutností zmírnit negativní dopady a obnovit krajinu po těžbě a všechny její funkce. Škody, které vznikly na půdě a vegetaci způsobené těžbou jsou obvykle extrémní. Zvláště kvůli narušení původního ekosystému. Aby se dosáhlo úspěšné obnovy, musí být půda rekultivována a vegetace je nutná znovu obnovit. Rekultivace si klade za cíl nejen obnovit geomorfologické, hydrické a ekologické krajiny, ale také obnovit či vytvořit její estetickou hodnotu (Brandshaw, 1997, 2000; Svobodová et al. 2012).

Bernhardt & Palmer (2011) uvádí, že jsou především zasaženy vodní ekosystémy, protože těžba často vede k úplnému nebo částečnému zasypaní toků nižšího řádu zasypaním údolí, což je proces, při kterém dochází k přemísťování horniny z místa dolu do přilehlých údolí. Součástí je i poškození estetické hodnoty krajiny, která je jedním z nejohroženějších atributů životního prostředí člověka. Je to jedno z hlavních kritérií při hodnocení úspěšnosti obnovy krajiny (Sklenička et al. 2008).

### **3.3 Obnova míst narušených těžbou**

Beneš et al. (2003) uvádí, že lomy, důlní výsypky, deponie popílku a podobná stanoviště, které jsou vnímána jakožto symbol degradace přírodního prostředí, jsou útočištěm pro vzácné a ohrožené druhy rostlin a živočichů. Ekologická obnova je definována jako proces pomoci při obnově ekosystému, který byl degradován, poškozen nebo zničen (SERI, 2004). Hobbs & Suding (2009) uvádí, že degradaci lze rozdělit do dvou linií, tj. abiotická a biotická. Abiotická degradace je definována jako degradační faktory, které jsou spojeny s fyzikálními aspekty ekosystému. Obnova ekosystému je zajištěna samovolnou sukcesí. Jedná se o zajímavý fenomén a objekt ekologických studií (Rebele & Dettmar, 1996; Bradshaw, 1997).

Young et al. (2005) uvádí, že mezi nejvhodnější metody obnovy patří sukcese, technická rekultivace anebo jejich vzájemná kombinace. Vegetace je v tomto procesu považována za jednu z hlavních částí ekosystémů, která je snadno pozorována a většinou představuje hlavní cíl obnovovacích programů. Pro zjištění, kterou metodu obnovy aplikovat, je vhodný gradient produktivita-stres. Střední míra stresu by měla zajistit největší biodiverzitu. Spontánní sukcese je proto doporučována zejména tehdy, nejsou-li podmínky prostředí na místě příliš extrémní (Prach & Hobbs, 2008). Walker & del Moral (2003) uvádí, že spontánní sukcese na produkčních stanovištích je obvykle rychlá ve smyslu rychlé tvorby souvislého vegetačního pokryvu. Samostatný proces má výhody oproti technické obnově zejména z několika důvodů. Očekává se, že kolonizující druhy se dobře přizpůsobí podmínkám místní lokality (Kovář, 2004).

Ve většině případů už není nutná další péče o ně. Přírodní hodnota spontánně kolonizovaných lokalit je obvykle vyšší než hodnota technicky obnovených lokalit (Hodáčová & Prach, 2003). V neposlední řadě je tato cesta finančně levnější. Nevýhodou však může být za určitých podmínek pomalý postup k cílovému stádiu, zejména pokud je narušené místo velké a transport diaspor žádoucích druhů je omezen vzdáleností. Může k tomu dojít také, kdy se na místě vyskytuje velké množství druhů rostlin ruderalního společenstva. Obecně také v případě spontánní sukcese omezená kontrola nad počáteční hustotou, vzorem, rozstupem nebo načasováním (Whisenant, 1999).

Pro zachování a obnovení stávajících druhově bohaté společenství rostlin i živočichů je potřeba zajistit tradiční hospodaření v sekundárních biotopech. Do sekundárních biotopů můžeme zařadit druhotné louky a pastviny. Nezasazené by měly zůstat primární biotopy např. skalní stepi, rašeliniště, lesy s přirozeným druhovým složením (Řehounek et al. 2010)

V případě silně narušených až zcela zničených stanovištích, kde sukcesní procesy začínají od holého substrátu se jedná ve většině případů o primární sukcesí. Dochází k obnově cenných ekosystémů podle toho, jak se jednotlivé druhy, které odpovídají ekologickým podmínkám daného místa uchycují. Tyto změny bychom měli být schopni předpovědět (Řehounek et al. 2010).

Řehounek et al. (2010) uvádí tyto témata za hlavní program ekologické obnovy v České republice.

- Obnova ekosystémů na orné půdě
- Obnova těžbou narušených míst a jiných industriálních stanovišť
- Obnova říčních ekosystémů
- Obnova degradovaných lučních porostů
- Obnova přirozenější skladby lesů

Navzdory rostoucímu počtu důkazů o tom, že post-těžební lokality poskytují útočiště biologické rozmanitosti v antropogenně ovlivněné krajině, technokratické metody v praxi obnovy stále převažují na přírodními procesy (Tropek et al. 2012).

Nejvhodnější metodou pro obnovu krajiny se zdá být kombinace mezi technickým zalesňováním a spontánní sukcesí. To jak z hlediska ekologického, tak i z hlediska ekonomického (Tajovský & Voženílková, 2002).

Hobbs & Norton (1996) rozdělují cíle nebo důvody k obnově do následujících bodů:

- obnovit silně degradovaná, až zcela zničená stanoviště (např. po těžbě)
- zlepšit produkční schopnost degradovaných, produkčních území
- zvýšit přírodní hodnotu chráněných území
- zvýšit přírodní hodnotu produkčních území

V procesu obnovy lze rozlišovat ještě několik postupných kroků:

- Identifikace procesů, které vedly k degradaci
- Navržení postupů vedoucích k zastavení degradace
- Stanovení realistických cílů projektu obnovy
- Navržení snadno měřitelných parametrů dokumentujících proces obnovy
- Navržení konkrétních metodických postupů obnovy
- Začlenění těchto postupů do projektu a jeho praktická realizace

### **3.3.1 Postup u obnovy krajiny**

#### **Příprava těžby**

Při důlní činnosti může dojít k zániku cenných stanovišť až celých ekosystémů. Během přípravy těžební činnosti je z pohledu ochrany přírody nutné, aby došlo k co nejmenší ztrátě biodiverzity. Orgány správy přírody proto vyžadují detailní biologický průzkum území, které bude dotčeno těžbou. Jednou z podmínek pro povolení těžby může být záchrana zjištěné ohrožené a chráněné bioty.

#### **Samostatná těžba**

Důležitou součástí samostatné těžby je vytvoření podmínek, kdy v průběhu těžby na výsypkách nebo dalších území může dojít k přežití vzácných a ohrožených druhů. Během těžby nebo před zahájením sanace často dochází na dotčených plochách k primární sukcesi. Proto je důležité provádět biologický monitoring těžební plochy z hlediska osídlení těžebny rostlinnými i živočišnými druhy.

Pro druhy s dobrou migrační schopností je nutností vytvořit vhodné náhradní stanoviště, které se nachází mimo dosah těžby, příkladem mohou být výsypky. Důležité je zajištění bezpečné průchodnosti od místa těžby. Na druhou stranu se zde vyskytují druhy, které mají omezené migrační schopnosti nebo jejich šíření brání jiné faktory, jako například konkurence přítomných druhů. V tomto případě vhodnou metodou je podpoření šíření transferem cenných organismů a společenstev na méně ohrožené území.

#### **Úpravy stanovišť po těžební činnosti**

Po ukončení těžební činnosti následuje sanace daného území. Na sanaci navazuje biologická rekultivace, která je zásadní pro obnovu krajinných a ekologických funkcí. Sanace a rekultivace má význam provádět na plochách, kde se vyskytují zvláště chráněné nebo ohrožené druhy, kterým těžební území vyhovují. Sanace musí být pečlivě provedená

a promyšlená, tak aby členitost terénu podporovala vývoj mozaiky jednotlivých stanovišť. Umělé úpravy by však neměly zamezit průběhu spontánní sukcese (Melichar et al. 2019).

### 3.3.2 Hodnocení úspěšnosti obnovy krajiny

Herrick et al. (2006) uvádějí, že obnova ekologických procesů je klíčem k obnově schopnosti ekosystémů podporovat sociální, ekonomické, kulturní a estetické hodnoty. Udržitelnost obnoveného systému závisí také na procesech spojených s uhlíkem, živinami a hydrologickými cykly. Většina monitoringu obnovy se omezuje na sledování rostlinných společenstev. Výzkum, který provedl Herrick et al. (2006) ukázal, že krátkodobé sledování složení rostlin je nezbytným, ale nedostatečným ukazatelem dlouhodobé úspěšnosti obnovy.

K předpovědi efektivnosti obnovy krajiny se využívají sukcesní modely.

Nejběžnějším cílem rekultivace těžební půdy je, aby ekosystémy, které vznikly po obnově krajiny, dosáhly stejné funkčnosti a struktury jako původní ekosystémy (Parker, 1997). Monitorování, hodnocení a adaptivní řízení jsou při obnově krajiny zásadními metodami. Tyto metody by měly probíhat souběžně v rámci životního cyklu dolů. Samotné monitorování by se mělo využít k určení účinnosti obnovy krajiny (Drake et al. 2010).

Hendrychová (2008) rozděluje 9 druhů obnovy pro hodnocení úspěšnosti obnovy krajiny:

- Oblasti s podobnou diverzitou a strukturou společenstva ve srovnání s porovnatelnými lokalitami
- Přítomnost původních druhů
- Funkční skupiny, které jsou nezbytné pro dlouhodobou stabilitu
- Schopnost prostředí udržet životaschopné populace
- Pravidelné fungování
- Začlenění do krajiny
- Eliminace potenciálních hrozeb
- Odolnost vůči přírodním disturbancím
- Soběstačnost

## 3.4 Rekultivace jako nástroj obnovy krajiny

Rekultivační problematiku můžeme vnímat s určitým nadhledem jakožto léčebný proces poničené krajiny (Štýs, 1981). První pokusy obnovit narušenou půdu se datují okolo 19. století. V roce 1923 bylo v Německu zalesněna 242 hektarů výsypek v hnědouhelné pánvi.

O pár let poté v roce 1937 v USA došlo k ekologizaci ploch, které byly ovlivněné uhelnou těžbou. Rekultivace je definována jakožto proces, při kterém dochází k obnově půdy pro zemědělské využití po strojírenské, těžební práci. Termín rekultivace byl poprvé použit ve vědecké práci V. Lazarevy (Ignatyeva et al. 2020). Vráblíková (2010) uvádí, že první zprávy o obnově území ovlivněné těžbou po těžbě pochází z roku 1854 v Horním zákoně Rakousko-uherské monarchie.

Základem je technická sanace narušeného území. Její součástí jsou technické úpravy svahů (protierozní a stabilizační), hydrotechnické úpravy (výstavba vodních nádrží, úprava



vodních toků) a hydromeliorační úpravy. Po úpravách technickou sanací následuje biotechnická rekultivace, která jakožto dlouhotrvající proces může mít různé podoby. Nejčastěji se jedná o zemědělskou a lesnickou rekultivaci (Štýs, 1998).

Vráblíková et al. (2008) uvádí, že největší podíl rekultivovaných ploch v ČR zaujímají plochy po těžbě nerostných surovin jako jsou lomy po povrchové a hlubinné těžbě uhlí, výsypky, odvaly, odkaliště, vytěžená rašeliniště, území po těžbě kamene, šterkopísku, cihlářských a keramických surovin.

Rekultivace se rozděluje do souboru technických a biotechnických opatření. Kdy do technických opatření lze zařadit terénní úpravy, navážky úrodných půd, soustavu půdních meliorací ke zlepšení půdních vlastností a k urychlení průběhu půdotvorných procesů, hydromeliorační opatření (odvodnění), výstavbu komunikační sítě apod.

Do biotechnických opatření zařazuje soubor speciálních způsobů zemědělských rekultivací, speciálních osevních postupů, soubor lesobiotechnických zásahů spojených s péčí o lesní kultury, sadovnícké rekultivace, výsadbu a ošetřování zeleně v rekreačních oblastech.

Cílem rekultivace je tvorba krajiny, která by byla ekologicky vyváženým a ekonomicky hodnotným životním prostředím, které odpovídá zájmům společnosti. Produktem je teda i nová kvalita litosféry, pedosféry, atmosféry, hydrosféry a reliéfu. Důležitým výsledkem však není jen zlepšení ekologických, ale i zohlednění sociálně ekonomických podmínek. Oba tyto faktory jsou důležité při výběru druhu rekultivace (Smolík & Dirner 2003).

### **3.4.1 Typy rekultivací**

Vráblíková (2010) typy rekultivací člení na:

- zemědělskou rekultivaci (orná půda, louky, pastviny, zahrady, vinice, sady)
- lesnickou rekultivaci (ozelenění i dřevní porosty),
- hydrickou rekultivaci (tekoucí a stojaté vody),
- ostatní (sportoviště, hipodromy, autodromy, řízená sukcese apod.).

### **3.4.2 Zemědělská rekultivace**

Jestliže došlo k odnětí ploch ze zemědělského půdního fondu je vhodné využít technické upravení terénu zemědělskou rekultivací. Jak již bylo zmíněno v podkapitole o povinnosti rekultivovat, je nutné k realizaci zemědělské rekultivace respektovat ustanovení zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění. Příkladem může být Ústecký kraj, kde se nejvíce využívá zemědělská rekultivace. (Smolík & Dirner 2003; Gremlica et al. 2011).

Zemědělská rekultivace je podmíněna především druhem zeminy na povrchu odvalu, hloubkou nerovností, které vznikly při sypaní odvalu a množství ornice (Smolík & Dirner 2003).

Smolík et al. (2009) rozdělují výsypkové zeminy po povrchové těžbě uhlí do pěti tříd:

- zeminy, jež jsou vhodné pro zemědělskou rekultivaci (černozemě, hnědozemě, slinovatky, spraše, sprašové hlíny),

- zeminy použitelné pro zemědělskou rekultivaci (svahové hlíny, ostatní kvartérní sedimenty, šedé nadložní jíly neutrální až alkalické reakce šupinkovitého charakteru, písky hlinité),
- zeminy vhodné pro lesnickou rekultivaci (hnědě zbarvené humózní lesní půdy, mírně podzolované lesní půdy, skeletové půdy a zeminy hlouběji uložené, šterky hlinité),
- zeminy ještě schopné zalesnění a ozelenění s omezeným hospodářským výsledkem (písky hrubozrnné, šterky písčité, jíly žluté, zeminy s příměsí uhlí),
- zeminy fyto toxické, které znemožňují růst rostlin.

Problémem však mohou být zemědělsky rekultivované velké plochy bez tůní, vodních toků, které jsou lemované zelení, alejemi. Zamezují přechodu mokřadních nebo lesních druhů. Velká plocha utváří pro tyto druhy zelenou poušť, která je pro ně velice obtížná překonat (Šarapatka & Urban, 2006).

### 3.4.3 Lesnická rekultivace

Tradičním přístupem ke zlepšení životního prostředí na poškozených lokalitách je zalesňování. V Evropě je tento postup velice běžný, kdy se vysazují stromy na zlepšení půd, které jsou degradované těžbou uhlí. Stromy mají pozitivní účinky na vizuální kvalitu krajiny a podporu sekvestrace uhlíku. (Haigh et al. 2015).

Do poloviny 50. let 20. století se sázely především nenáročné a rychle rostoucí dřeviny jako např. topol osika či vrba jíva. Od 60. let se postupně přešlo na přípravné, meliorační a cílové dřeviny. V 70. letech se začaly vysazovat meliorační dřeviny, např. břiza bělokorá, olše lepkavá a topol osika. Od 90. let je preferovaná lesnická rekultivace v rámci velkoplošných území. Lesní rekultivace se rozděluje na dvě fáze, kdy první z nich trvá většinou jeden až tři roky. Tvoří ji mechanická a chemická příprava půdy a výsadba dřevin. Na lokalitách typu pískoven, odvalů po těžbě černého uhlí, ale i některých výsypek po těžbě hnědého uhlí se vytváří borové monokultury. Druhá fáze je zaměřena na pěstební péči, která je realizována po dobu šesti let. Skládá se z vylepšování výsadeb, hnojení kultur, okopávání, ožínání, ochrany proti zvěři a závlah (Gremlica a kol., 2011).

Lesní porosty jsou významným stabilizačním prvkem v ekologickém systému z důvodu své estetické, hygienické, biologické, klimatické, hydrické, protierozní, asanační a rekreační funkce (Štýs, 1998). Vráblíková (2010) uvádí, že důležitá je volba druhové skladby dřevin s převahou původních dřevin.

Lesnická rekultivace je prováděna převážně na svazích. Každým jedenáctým rokem dochází k prořezávce porostu. Sazenice dřevin jsou převážně dvou až tříleté. Z listnatých stromů se nejčastěji zařazuje olše (šedá a černá), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), dub zimní (*Quercus petraea*), dub letní (*Quercus robur*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Frouz et al. (2007) uvádí, že mezi jehličnany se zařazuje smrk ztepilý (*Picea abies*), modřín evropský (*Larix decidua*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Výsadba keřů se používá podél hospodářnic a na okraji porostů. Zde zařazujeme druhy domácího původu, převážně keře plodonosné (Frouz et al. 2007).

### 3.4.4 Hydrická (vodohospodářská) rekultivace

Hydrotechnické opatření jsou důležitou součástí realizace sanačních a rekultivačních prací. Utváří se nový vodní režim v krajině narušené těžební činností (Vráblíková, 2010).

Při hydrické rekultivaci dochází mimo jiné k zatopení zbytkových jam po těžbě. Závisí především na hydrologické bilanci vlastního povodí zbytkových jam, disponibilním množstvím a kvalitě vody. Zároveň důležitou součástí je management vzniklých jezer a okolní krajiny. Při zatopení zbytkové jámy vzniká jezero, které by mělo zajistit mnohostranné využití. Jezero plní funkci estetickou, ekologickou, ale i sportovně rekreační nebo sociálně ekonomickou. Využití je i pro průmyslovou činnost a zemědělské závlahy, při kterých se čerpá voda z jezer, sloužící jako zásobárna vody. Pro efektivní využití je však nutné zajistit optimální podmínky. V některých případech lze využít vodu z jezer jako pitný zdroj (Svoboda, 2000; Ambrožová a Ivanovová, 2013).

Jezerá, jež vznikla ve zbytkových jamách se liší od toků zejména hloubkou a průtokem. Především to jsou stagnující vody, u kterých je možné regulací přítoku a odtoku ovlivňovat fyzikální, biologické a chemické vlastnosti.

Při napouštění nelze předpokládat, že kvalita vody v jezeře bude mít odpovídající kvalitu napouštěcí vody. Její kvalita bude horší v závislosti na styčné ploše mezi vodou, dnem a svahem nádrže. Uplatňují se zde výluhy ze zemin, ale i z uhlí při nedokonalé izolaci zbytků uhelné sloje. Postupem času dochází k omezení tohoto vlivu a kvalita vody v jezeře se začne zlepšovat vlivem vlastních fyzikálních, biologických a chemických procesů.

Realizaci zatopení zbytkové jámy je nutné pečlivě připravit. Pro požadavky k dosažení optimální kvality vody je nutné přizpůsobit geometrické parametry lokality. V případě velkých zbytkových jam jsou vhodnější hluboká jezera. Zároveň se doporučuje vytvářet mělké a okrajové části jezer. Dno i svahy by měly být členité, a to jak horizontálně, tak vertikálně. Nezapomínat by se mělo i členitost břehových linií. Optimální sklon běhové linie je 1:20, jedná se o mírný sklon. Všechny tyto principy jsou významné pro dosažení výslední optimální kvality vody v jezerech, ale zároveň při využití pro sport, rybaření, rekreaci a zároveň pro trvalou stabilitu svahů jezera, kdy se omezí účinky vlnobití (Svoboda, 2000).

Gremlica (2011) uvádí, že postup hydrické rekultivace je upraven zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), v platném znění, a vyhláškou č. 590/2002 Sb., o technických požadavcích pro díla, v platném znění.

#### 3.4.4.1 Jezero Medard na Sokolovsku

Hydricky rekultivované je jezero Medard na Sokolovsku, které je v současnosti největším jezerem svého typu v České republice. Jezero vzniklo po zaplavení zbytkové jámy hnědouhelných lomů Medard-Libík, s plochou 493,5 hektarů. Značně přesahuje rekultivační jezero Most s 311 ha. Těžba zde byla ukončena v roce 1995 a napouštění lomu začalo 4. června 2010. Nedostatek vody v řece Ohři zpozdilo napouštění, které mělo trvat cca tři roky. Požadované kóty 400 metrů nad mořem dosáhla hladina vody až v roce 2016. Pro tuto lokalitu je charakteristická půda s nízkou hladinou pH (Gillarová et al. 2010).

Čtvrtlíková et al. (2018) zde provedli průzkum mezi roky 2016 a 2017. Účelem bylo popsání primární sukcese po vzniku jezer hydrickou rekultivací. V jezeře Medard byly

nalezeny 4 druhy ohrožených druhů cévnatých rostlin, ale zároveň i nepůvodní vodní mor americký (*Eloдея nuttalli*).

Očekávatelné je rozšíření populace měkkýšů, která se bohatě vyskytuje v řece Ohři. Řeka slouží k napouštění jezera skrze otevřený kanál. Lze tedy předpokládat, že Ohře je nejdůležitější a nejpravděpodobnější způsob kolonizace vodních měkkýšů. Jezero by se tudíž mohlo stát vhodným a velmi rozsáhlým biotopem i pro některé ohrožené nebo vzácné druhy, jako je terčovník kýlnatý (*Planorbis carinatus*) (Beran, 2019). Ložek (1982) uvádí, že pro něho jsou typické stojaté, mělčí a zarostlé vody.

#### 3.4.4.2 Jezero Most

Jezero Most vzniklo zaplavením bývalé části lomu. V průběhu sukcese zde vznikly druhově chudé rákosoviny, jako je druh skřípenec Tabernaemontanův (*Schoenoplectus tabernaemontani*), který odolává konkurenci rákosů, ale zároveň i spásání vodním ptactvem (Machová et al. 2018). S jeho výskytem zpravidla souvisí vyšší obsah solí v půdě či ve vodě. Tento druh je v zařazen do Červeného seznamu a uveden jako druh silně ohrožený (Prančl, 2011).

#### 3.4.5 Ostatní rekultivace

Do ostatních rekultivací lze zařadit plochy, které neslouží primárně k hospodářskému využití, ale například ke zvýšení biodiverzity krajiny, stavbě nadzemních objektů, rozvoji podnikatelských aktivit, budování skládek, sportovních areálů, ale i k posílení systému ekologické stability (Vráblíková, 2010).

### 3.5 Sukcese

Sukcese je proces, kdy dochází ke změně ve složení společenstev v průběhu času. Probíhá řadou vývojových stádií směrem ke klimaxovému společenství, které zůstává relativně stabilní v ekologickém časovém měřítku. Klimaxových společenství pro region je mnoho, v závislosti na typu půdy, vody, pastvy a dalších faktorech prostředí. Důležitá je interakce druhů během sukcese. Stávající druhy mohou usnadňovat, inhibovat, popř. neovlivňují invazní druhy. Sukcese rostlin je z velké části řízena konkurencí mezi rostlinami o světlo a stín. Toto jsou dva důležité parametry (Krebs, 2014).

Rozeznáváme několik typů sukcesních změn jako např. sukcesi alogenní, autogenní a v jejím rámci sukcesi primární a sekundární. Alogenní sukcese zapříčiňuje změny ve společenstvech vlivem vnějších geofyzikálněchemických sil. Zatímco autogenní sukcese je výsledkem činnosti biologických procesů, které modifikují prostředí a zdroje na dané lokalitě.

Mezi příklady můžeme zařadit rostoucí akumulaci opadu v lesním prostředí, rostoucí zastínění korunovým zápojem. K autogenní sukcesi dochází na nově obnažených místech (Begon et al., 1997).

Sukcesi je v některých případech nutné řídit či usměrňovat. Hlavním důvodem je odstranění již dříve zmíněných invazních a nežádoucích druhů. Jeden z příkladů je vápencový lom Růženin na jižním svahu Hadů u Brna (okres Brno město). Problémem jsou zde druhy jako akát (*Robinia pseudacacia*) či borovice černá (*Pinus nigra*). Mělo by dojít co nejdříve k jejich eliminaci, aby se tyto druhy nerozšiřovaly (Chuman, 2012).

Chuman (2012) uvádí, že spontánní či řízená sukcese může mít za důsledek vytvoření cenných společenstev. Tento argument však nelze zneužívat k ospravedlňování těžby jako takové.

Gibson & Brown (1985) uvádí, že raně sukcesní druhy ovlivňují podmínky prostředí. Mění půdní podmínky, tak že tvoří opad, obohacují půdu živinami, zvyšují provzdušnění a schopnost vázat vodu. Tyto změny mají pozitivní vliv pro druhy pozdějšího stádia sukcese, pro které je následně snadnější osídlit stanoviště. Na druhou stranu znesnadňují uchycení pionýrských druhů. Sukcesní řada takto pokračuje, dokud se na stanoviště nedostanou běžné druhy, které neovlivňují půdní podmínky.

Proces sukcese lze studovat pomocí dlouhodobého sledování ploch v průběhu několika desítek až stovek let (Johnson & Miyanishi, 2008). Dalším způsobem je možnost využití modelu „space for time substitution“, u kterého se sledují různé fáze sukcese a s tím související současný stav ploch. Na základě pozorování se následně modelují změny proběhlé v čase. Model „space for time substitution“ se využívá ve velké řadě vědních oborů jako alternativa k dlouhodobým studiím. Během jeho využití se sleduje několik různě starých ploch s podobnými vlastnostmi představující jednotlivé fáze sukcese a po jejich porovnání se posuzují změny v průběhu času (Damgaard, 2019; Johnson & Miyanishi, 2008; Wogan & Wang, 2017). Model předpokládá, že dochází u sledovaných ploch pouze ke změně věku. Abiotické a biotické podmínky zůstávají během jejich vývoje stejné, což ale nemusí být vždy splněno (Damgaard, 2019; Johnson & Miyanishi, 2008).

### 3.5.1 Spontánní sukcese

Spontánní sukcese je nejjednodušší a nejlevnější způsob obnovy území narušených těžbou. Nejideálnější je scénář, kdy se předem plánují podmínky v průběhu těžby jako např. cílené vytváření členitějšího povrchu výsypek. Většinou je metoda spontánní sukcese z hlediska biodiverzity výhodnější než umělé zalesnění, kterému předchází tvarování terénu, čím se většinou případů likvidují populace cenných druhů rostlin i živočichů (Řehounek et al. 2015).

Její uplatnění je vhodné, pokud nejsou podmínky na lokalitě extrémní a množství dostupných živin dosahuje nižších, popřípadě nízkých hodnot. V úvahu je nutné vzít, zda se v blízkosti těžební lokality nacházejí plochy se zdrojem přírodních či přírodě blízkých společenstev, které by následně mohly nový prostor osídlit (Melichar, 2019). Spontánní sukcese lze provést za předpokladu, že jsou k dispozici určité znalosti o spontánní sukcesi v dané lokalitě a informace o podmínkách prostředí lokality. Následně dochází k výběru opatření, které jsou možné přijmout, tj. technická, řízená sukcese vegetace nebo spoléhání se na spontánní sukcesi (Kirmer & Mahn 2001).

Prach & Hobbs (2008) uvádí, že spontánní sukcese není u velké většiny projektů tak často zvažovaná, což znamená, že dominuje technický přístup k úpravě krajiny. Nicméně možnost

spontánní sukcese jako nástroje obnovy, má potenciál, jak ušetřit čas a námahu, tak umožnit vývoj systému méně přímo ovlivněného člověkem.

Při realizaci spontánní sukcese pro ekologickou obnovu je třeba vzít v úvahu následující body (Prach et al. 2001)

- stanovení jasných cílů
- hodnocení podmínek prostředí v místě
- hodnota spontánní sukcese k dosažení cílů
- predikce sukcesního vývoje
- sledování výsledků

### **3.5.2 Primární sukcese**

Škody způsobené těžbou, které vznikly na půdě a vegetaci mají negativní dopady na původní ekosystémy. Proto je nutné provést radikální rekonstrukci. V přírodě se používá proces primární sukcese bez asistence člověka (Bradshaw 2000). Tento proces se objevuje na nové sterilní ploše, jako například plocha, která vzniká při ustupování ledovců, erupcí sopky, požár nebo povodně. Je až pozoruhodné, jak k takovému procesu může dojít na místech s tak nehostinným materiálem, jako je lávový proud a skalní sutě. Tyto oblasti nezůstanou dlouho bez rostlin a živočichů. Velice rychle dochází k osídlení různými druhy, které následně mění jeden nebo více faktorů daného prostředí. To může následně umožnit osídlení dalších druhů. (Miles & Walton, 1993; Krebs, 2014).

Crocker & Major (1995) považují za nejznámější primární sukcesí na ledovcových morénách na ustupujícím ledem v Glacier Bay na Aljašce. Dalším zajímavým příkladem je primární sukcese na sopce Mount St. Helens poblíž Washingtonu, která katastroficky vybuchla 18. května 1980 (Dale et al. 2005). Mount St. Helens je skvělým příkladem toho, že sukcese rostlin může proběhnout i po tak extrémním narušení. Měření ukazují, že bude trvat více než 100 let, než se krajina vrátí ke stabilnímu stavu rostlinného společenství (Krebs, 2014).

Přirozené procesy primární sukcese na zdevastované a opuštěné půdě spojené s těžbou mají smíšený charakter. Na jedné straně mohou být téměř stejně účinné jako metody ovlivněné člověkem, ale na druhou stranu mohou přinést velmi nízký účinek. I přesto bychom je měli ocenit, protože k těmto procesům dochází bez lidského zásahu. Tudíž je vhodné jejich zakomponování při rekultivačních procesech, kdykoli je to možné. Nutné je však prozkoumat faktory, které by přírodní procesy mohly omezovat a najít cestu, jak je lze překonat (Brandshaw, 2000).

### **3.5.3 Sekundární sukcese**

Sekundární sukcese probíhá v krajině, která má biologický základ ve formě semen, kořenů a některých živých rostlin. Výchozím bodem je obvykle pole, může to být ale i pastvina, ať už spásaná, nebo kosená (Van der Maarel 1988; Krebs, 2014).

Obvykle je důsledkem mezidruhové konkurence, kdy pionýrské druhy často předcházejí pozdější druhy a pravděpodobně je v určité fázi v otevřeném prostoru i předčí. Samy ale vytvářejí prostředí, ve kterém jsou pozdější druhy konkurenčně nadřazené (Horn, 1974).

## 3.6 Vznik abiotických podmínek po těžbě

Při těžbě různých druhů nerostů a způsobu jejich těžby dochází mnohokrát k vytvoření nových abiotických podmínek. Tyto podmínky podporují tvorbu nových biotopů a stanovišť, na kterých se následně vyskytují vzácné druhy rostlin a živočichů, které mohou být předmětem ochrany. Po těžbě nerostů vznikají disturbance, které vedou k poškození či odstranění ekosystémů, které se na lokalitě vyskytují, ale zároveň odkryté nebo přesypané plochy uvolňují prostor pro migrující živočichy a rostliny z blízkého okolí (Melichar, 2019).

Walker & del Moral (2003) mezi abiotické faktory zařazují vzduch, vodu, sluneční záření, topografii atd.

Plochy, které si prošly těžební činností jsou převážně osidlovány druhy, které se plošně vyskytují se širokou ekologickou nikou. Uchycení druhů na těchto plochách během začátku sukcese ovlivňují především právě abiotické podmínky, později interakce mezi organismy, které se na lokalitě uchytily. Tyto organismy mění podmínky prostředí, což ovlivňuje uchycení dalších druhů. Na post-těžební lokalitách se vyskytují vzácné druhy, které preferují stanoviště se specifickými až extrémními podmínkami. Mezi tyto podmínky lze zařadit nízké pH nebo vysoká salinita.

Z vodních organismů osidlují lokality zejména bezobratlí živočichové a obojživelníci, kteří se usazují na drobných vodních plochách, které vznikají v terénních sníženinách. Mezi suchozemské druhy lze zařadit především stepní, vysokohorské, slaništní a psamofilní druhy. Tyto druhy preferují otevřená nelesní stanoviště s řídkou vegetací. Nutné je zmínit, že na nerekulturních plochách často dochází k osidlování pionýrskými druhy dřevin (Melichar et al. 2019).

### 3.6.1 Biotopy pro společenstva rostlin a živočichů

Härtel et al. (2009) rozdělují biotopy do těchto šesti skupin:

- biotopy nedostatečně chráněné, vzácné, významné pro druhovou ochranu,
- biotopy nedostatečně chráněné, vzácné.
- biotopy nedostatečně chráněné, řídké, významné pro druhovou ochranu,
- biotopy nedostatečně chráněné, řídké,
- biotopy regionálně významné (nedostatečně až dostatečně zabezpečené
- vzácné a řídké biotopy),
- ostatní biotopy, akceptovány jen v mimořádných a odůvodněných případech.

Pro zachování a obnovu druhově bohatých společenstev živočichů a rostlin je nutné zjistit tradiční způsoby hospodaření v sekundárních biotopech. Sekundárními biotopy se myslí louky a pastviny. Při spontánní sukcesi je nutná správná organizace. Bez ní ve většině případů dochází k degradaci až zániků cenných sekundárních biotopů (Řehounek et al. 2010).

Extenzivní metody obnovy krajiny jsou vhodné při podpoře ochránářsky cenných biotopů. Výsevy, výsadby původních druhů z blízkých přirozených stanovišť či mulčování senem z blízkých biotopů (Tropek et al. 2010).

V oblastech s těžební činností stále vznikají mokřadní i suchozemské biotopy. V těchto

oblastech převažují minerální podklady, které neovlivnila chemizace zemědělství a eutrofizace. Lze zde najít různé typy vodních ploch. (Zavadil et al. 2011).

Při povrchové těžbě hnědého uhlí vznikají často sníženiny vzniklé propadáním štol. Tyto sníženiny se nazývají „Pinky“. Dalším příkladem jsou tůňky, které jsou zásobeny dešťovou vodou. Lze je označit jako „nebeská jezírka“. Typické jsou pro výsypky, které vznikly při povrchové těžbě hnědého uhlí (Zavadil et al. 2011). V neposlední řadě vznikají vývěry spodní vody na místech, kde došlo ke změně původního reliéfu. Problémem však je zasolení, tvrdost a kyselost vody, které zamezují výskytu obojživelníků. I přes tyto problémy vznikají lokality, které jsou příznivé pro výskyt obojživelníků (Příkryl, 1999).

## 3.7 Lokality po těžbě černého uhlí

### 3.7.1 Důl Nejedlý na Královehradecku, odval IDA

Důl Nejedlý na Královehradecku je hlubinný důl s ukončenou těžbou černého uhlí. Součástí lokality je zalesněný odval Ida, sedimentační nádrž I a II, na které navazují mokřady a rybníček.

Lokalita je významná nálezem motýla ohniváčka černočerného (*Lycaena dispar*), který byl do konce 20. století velmi vzácný na území České republiky. Dále se zde nachází 4 druhy pavouků, kteří jsou zařazeni do Červeného seznamu. Příkladem je plachetnatka rákosní (*Donacochara speciosa*), která je vázaná na mokřadní biotopy. V sedimentačních nádržích byl nalezen vírník (*Hexarthra fennica*). Vírník je velmi vzácný a je nalézán pouze na některých těžebních lokalitách ve vodách s vysokou vodivostí (Příkryl et al. 2016).

### 3.7.2 Důl Jan Šverma

Hlubinný důl Jan Šverma s ukončenou těžbou se nachází v Královéhradeckém kraji. V současné době zde probíhá rekultivace povrchové těžby a část plochy je ponechána sukcesním procesům.

Objeven zde byl silně ohrožený druh pavouka, a to skálovka brýlová (*Drassyluss pumilus*), z dalších druhů to byl ohrožený mokřadní druh slíďák levhartí (*Arctosa leopardus*). V nádrži, která se nachází na východním okraji byl nalezen vírník (*Hexarthra fennica*) (Příkryl et al. 2016).

## 3.8 Unikátní biotopy na specifických těžebních lokalitách

Řehounek et al. (2010) uvádějí tyto příklady mezi těžební lokality, na kterých se vyskytují různé druhy vzácných a ohrožených druhů:

- Pískovny a šterkopískovny
- Výsypky
- Těžená rašeliniště
- Kamenolomy
- Těžebny jílu



### 3.8.1 Pískovny a štěrkopískovny

Písek a štěrk vznikly především jezerní, říční a mořskou sedimentací. Většina usazenin je kvarterního původu, přesto některé pochází i z období třetihor a druhohor. Těžbou pískovných dochází ke zrychlení vodní eroze nebo sesuvům půdy (Řehouňková a Řehounek et al. 2010). Přestože těžba písku přispívá k národnímu hospodářství, při jejím dobývání dochází ke znečištění vodních zdrojů, narušení struktury krajiny a negativně ovlivňuje život v krajině (Kocadagistan, 1997).

Nejvyšší těžbu v Evropské unii vykazuje Německo (zhruba 440 milionů tun ročně). Hned za Německem je Francie (zhruba 200 mil. tun ročně), Španělsko a Velká Británie (shodně cca 100 milionů tun) a Polsko (cca 65. milionů tun) (Starý et al. 2006).

Pískovny v řadě oblastí České republiky určují ráz krajiny, popřípadě vytváří novou krajinu, která je často odlišná od té původní (Řehouňková et al. 2006). Měly by se z pohledu ochrany přírody nejlépe ponechávat ve stávajícím stavu bez rekultivačních úprav. Avšak při správném managementu nemusí rekultivace přírodě uškodit. Pravidelně by mělo docházet k prořezávání stínících dřev a pročištění vodních ploch. (Maštera, 2012). Nově vytvořená vodní plocha po těžbě může sloužit jako útočiště pro některé vzácné druhy rostlin či živočichů, jestliže těžba dosáhla hladiny podzemní vody. Avšak nevýhodou lomových jezer je, že ve většině případech dochází ke snadnějšímu znečištění. Tento fakt v některých pískovných vede po určitém čase k nadměrné tvorbě řas.

Pískovny, u kterých dochází k těžbě nad hladinu podzemní vody bývají ve většině případů zalesňovány. Mezi nejběžnější dřeviny zde patří borovice lesní (*Pinus sylvestris*) severoamerický dub červený (*Quercus rubra*), který je nepůvodní druh u nás. Jeho nevýhodou je pomalý rozklad kyselého opadu, jehož hromadění má negativní vliv na rozvoj bylinného patra.

Problémem u těžby štěrkopísku však může být ten fakt, že se velká část vytěžených pískoven stává prostorem pro skládku. Odpad nejenže snižuje estetickou hodnotu území, ale zároveň znečišťuje podzemní vody. Okolo těžebních prostorů dochází ke vzniku hald skrývkové zeminy, kvůli kterým vznikají výškové rozdíly. Ty mohou zkomplikovat budoucí případnou rekultivaci.

Po těžbě se na pískovných uchycují nepůvodní druhy. Okolo břehů velkých lomových jezer se vyskytují druhy jako zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*) (Matějček, 2005). Samotné pískovny jsou zároveň osidlovány i většinou druhů obojživelníků, kteří žijí v České republice. Často se zde vyskytuje skokan zelený (*Polophylax esculentus*), rosnička zelená (*Hyla arborea*) nebo ropucha zelená (*Bombina orientalis*) (Řehounek et al. 2010; Řehouňková et al. 2016).

Mezi nejdůležitější oligotrofní stanoviště lze zařadit písčiny, které se nachází v opuštěných pískovných. V posledních letech však mizí na většině stanovištích z důvodu nedostatku živin a postupně vznikající konkurenci ostatních druhů. Písčiny lze označit za tzv. iniciální stanoviště, na kterých se uchycuje první vegetace po ukončení těžební činnosti (Řehounek et al. 2006).

### 3.8.1.1 Těžba šterku a šterkopísku v Piskovně Roudnice

Šterkopísek se zde těží z vody a při těžbě vzniká vodní nádrž. Ložisko těžby je jedno z nejvýznamnějších oblastí ve východních Čechách. Lokalita je významná nálezem drobného planktonního vířníka (*Proalides tentaculatus*), který je vázaný na vody se silným vyžírácím tlakem plantofágních ryb. V České republice byl dosud jen vzácně nalezen. Dále zde byly nalezeny dva mokřadní druhy pavouků, které jsou zařazené do Červeného seznamu a tj. plachetnatka hbitá (*Microlinyphia impigra*) a skákavka pospolná (*Sitticus floricola*) (Přikryl et al. 2016).

### 3.8.1.2 Šterkopískovna Hulín

Šterkopískovna se nachází blízko města Hulín, v nivě řeky Moravy. Těžba zde probíhá od konce 70. let 20. století.

Nalezeny zde byly vzácné a ohrožené druhy bezobratlých. Mezi ně patří svižník písčinný (*Cylindera arenaria*), střevlík hlaváč (*Brosicus cephalotes*) nebo škvor velký (*Labidura riparia*). Tyto druhy jsou původně vázané na přirozené písčiny s vysokým podílem holého substrátu. V dnešní době se u nás téměř nevyskytují.

Dále se zde vyskytuje cvrček pobřežní (*Oteribenibuzs heydenii*), který je v dnešní době znám pouze z několika lokalit na jižní Moravě. Součástí šterkopískovny je těžební jezero, ve kterém je poměrně nízká druhová rozmanitost vodních makrofyt s absencí litorální zóny. Z tohoto důvodu zde nejsou vhodné podmínky pro hnízdění vodních ptáků, ale ani pro výskyt obojživelníků nebo vodních bezobratlých. Součástí jsou však umělé hnízdní ostrůvky, které využívá rybák obecný (*Sterna hirundo*).

Objevena byla celoevropsky ohrožená klínatka žlutonohá (*Stylurus flavipes*), u které je dosti pravděpodobné, že se jedná o ojedinělý výskyt, protože tento druh vážky se váže především na dolní toky velkých řek (Popelka et al. 2017).

## 3.8.2 Výsypky

Výsypky jsou definovány jakožto rozsáhlé útvary o rozlohách stovek hektarů, které vznikají sypaním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědého uhlí. Vyplňují většinu pánví na Mostecku a Sokolovsku (Jongepierová et al. 2018). Kromě těžby uhlí vznikají i na místech, kde docházelo k těžbě uranu, např. Jáchymovsko a Příbramsko (Prach, 2010). Kdybychom sečetli Mostecko, Sokolovsko, Kladensko a Ostravsko, vyšlo by nám, že celkový počet výsypek se odhaduje cca na 70 s celkovým rozsahem 270 km<sup>2</sup> (Prach et al. 2010).

Velký význam mají technicky neupravené části výsypek, neboť se v jejich okolí vytváří rozmanité prostředí s různými typy terestrických a mokřadních biotopů. Při patě vznikají vodní biotopy, u kterých dochází k vytlačování vody na povrch obrovským tlakem nasyceného tělesa. Slouží jako tzv. nášlapné kameny s významem pro osidlování výsypek (Jongepierová et al. 2018). Prach et al. (2010) uvádí, že důvodem zanechání výsypek bez dalšího zásahu je nedostatek kapacit a zjištěné zásoby uhlí přímo pod výsypkou, než že by byly ponechány spontánní sukcesi, která byla zahrnuta v rekultivačních plánech.

Při povrchové těžbě dochází většinou ke vzniku mikro – a mezoreliéfově členitých výsypek. Dochází ke vzniku hlubokých a zvodnělým depresím vlivem sypání zakladačů. Tento způsob má velice pozitivní efekt na geodiverzitu a navazující biodiverzitu. Avšak v poslední době dochází k zakládání méně členitých výsypek, převážně na Sokolovsku. Při technické rekultivaci dochází k cílenému zarovnání, což je výsledkem nežádoucí pro biodiverzitu.

Naopak při hlubinné těžbě vznikaly kónické výsypky, ale i výsypky s nepravidelným tvarem. Výsypky, které jsou tvořené sedimentárními horninami často rychle povrchově erodují. Následně dochází k jejich reliéfově mikro-heterogenitě (Prach et al. 2010).

### 3.8.2.1 Výsypky na Sokolovsku

V Sokolovské pánvi se nachází asi 90 km<sup>2</sup> výsypek. Téměř 55 km<sup>2</sup> představuje ukončené nebo rozpracované rekultivace. Jedná se hlavně o Podkrušnohorskou výsypku, která leží přibližně mezi obcemi Lomnice, Boučí, Dolní Nivy, Vintířov s rozlohou téměř 2000 ha. Tato výsypka vznikla kolem konce 20. století nasypáním třetihorních cypřišových jílu – hlinitokřemičitanů s vysokým obsahem uhličitanu vápenatého. Část výsypek je ponechána bez zásahu a úspěšně na nich probíhá spontánní sukcese. Mezi výjimky patří některé silně kyselé substráty, jako například Lítovská výsypka, kde pH dosahuje hodnoty až 2. (Skácelová, 2006; Prach et al. 2010).

Spontánní sukcese běží odlišným způsobem na vlhčím a chladnějším Sokolovsku na rozdíl od Mostecka. Velice málo se zde uplatňují jednoleté druhy. Ve většině případů se zde šíří vytrvalé druhy, především podběl lékařský (*Tussilago farfara*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Lépe se zde uchycují dřeviny, jedná se o druhy jako vrba jíva (*Salix caprea*), bříza bělokora (*Betula pendula*) a topol osika (*Populus tremula*). To platí především pro členitě sypané výsypky. Problémem je, že v současné době se výsypky vytvářejí se zarovnanějším povrchem, což zapřičiňuje expanzi třtiny křovištní, která je nežádoucí, jelikož vytváří kompaktní porosty a blokuje další možnou sukcesi. Kolem 25. roku od nasypání dochází k přeměně společenstva. Ruderální druhy ustupují a více se uplatňují druhy luční a lesní. Uchycují se zde dřeviny jakožto smrky, borovice, dub letní nebo dokonce i buk.

Ve sníženinách vznikají mokřady, ale i maloplošná prameniště. Většinou v dolních částech a na úpatích výsypek. Při příznivých podmínkách mohou stojaté i tekoucí vody hostit mnohé vzácné a ohrožené živočichy, především se jedná o obojživelníky (Frouz et al. 2008). Můžeme zde zařadit ropuchu krátkonožou (*Bufo calamita*), ropuchu zelenou (*Bufo viridis*), blatnici skvrnitou (*Pelobates fuscus*), čolka velkého (*Triturus cristatus*), obecného (*Triturus vulgaris*) i horského (*Triturus alpestris*) a spoustu dalších druhů. Do Sokolovska se od konce 20. století šíří i křížák pruhovaný (*Agriope bruennichi*). Z ptáků se zde vyskytuje např. kulík říční (*Charadrius dubius*) nebo chřástál vodní (*Rallus aqiatricus*) (Frouz et al. 2007, 2008).

Frouz et al. (2007) dále uvádějí vzácné houby, jako je čirůvka kroužkatá (*Tricholoma cingulatum*) a čirůvka modřínová (*Tricholoma psammopus*). Významná je špička trojbarvá (*Marasmiellus tricolor*) která se nachází pouze na 10 lokalitách v České republice.

Specifickým druhem je zde vláknitá sinice (*Dichotrix ledari*). Specifická je tím, že dokáže srážet uhličitan na pěnovkových prameništích. Nalezeny zde byly nové druhy hmyzu, které

jsou na našem území neznáme. Příkladem je kotoule skvrnitá, která se řadí do čeledě koulovitých (*Psychodidae*) (Frouz et al. 2007).

Na Podkrušnohorské výsypce byly nalezeny 3 druhy chrostíků Hydroptilidae a to (*Hydroptila taurica*, *Hydroptila valesiaca* a *Oxyethira falcat*), které zde systematicky obsazují pěnovcové mokřady. Objevena zde byla šídlatka kroužkovaná (*Sympecma paediscai*), která vyhledává volné nezarostlé plochy na výsypkách. Tento druh byl považován v České republice za vyhynulý (Frouz et al. 2007).

### 3.8.2.2 Výsypky na Mostecku

Prach et al. (2010) uvádí, že se v Mostecké pánvi vyskytuje cca 150 km<sup>2</sup> výsypek. Součástí jsou vnější, ale i vnitřní výsypky. Největší vnější výsypkou je Radovesická výsypka, která se zasypávala od konce 70 let.

Na Mostecku se dále vyskytuje vnitřní výsypka lomu Československé armády, ze které docházelo k odvážení nadložní zeminy, která vyplňovala jižní část lomu Obránců míru. Od roku 1973 se postupně začala vnitřní výsypka lomu Obránců míru rekultivovat. Rekultivace byla dokončena již na 180 hektarech a je rozpracováno dalších téměř 400 ha. Významná část této výsypky je určena k zalesnění. Okolí lomu se nalézá jezero, které by mělo být součástí nově vzniklého krajinářského parku (Štýs, 2012).

Z rostlin zde převládají jednoletky, jako je merlík tuhý (*Chenopodium strictum*), lebeda lesklá (*Atriplex sagittata*), starček lepkavý (*Senecio viscosus*) a dvouletky např. bodlák obecný (*Carduus acantoides*). Dřeviny se na Mostecku uplatňují méně než na dřívě zmíněném Sokolovsku. Důvodem je poměrně velké sucho a teplo. Pokryvnost se většinou pohybuje okolo 30 %. Po 20. roce sukcese se vytváří mozaika polo přírodních lesostepí. Můžeme ji vidět na nejstarší, nerekulitované Albrechtické výsypce, která je stará přes 50 let. Mezi ohrožené druhy zvířat, které se zde vyskytují, patří např. čolek velký (*Triturus cristatus*), ještěrka obecná (*Lacerta agilis*) nebo z ptáků konipas luční (*Motacilla flava*) (Prach et al. 2010).

Na výsypce Lomu Vršany a Šverma bylo v roce 2003 zaznamenáno 10 až 15 párů strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) (Šálek et al. 2016), důvodem osídlení je, že potřebuje přístup na holou zem, kde sbírá potravu, zároveň je jeden z nejrychleji ubývajících druhů ptáků západní a střední Evropy. K roku 2015 bylo na podkrušnohorských hnědouhelných výsypkách zaznamenáno celkem 34 až 39 zpívajících samců (Šálek et al. 2016).

V roce 2018 byl proveden průzkum na výsypkách u města Most, průzkum se zaměřoval na bezobratlé živočichy. Během kterého bylo zjištěno celkem 5 exemplářů *Polistichus connexus* (Coleoptera: Carabidae). Průzkum byl proveden na lokalitách výsypky Obránců míru a části vnitřní výsypky lomu Československé armády V našich oblastech se jedná o vzácný druh, který osidluje zejména teplejší části. Tento druh střevlíka indikuje antropogenně málo ovlivněné biotopy, přesto byl nalezen v biotopech jako jsou pískovny, haldy a pískovny (Holec et al. 2019).

V dnešní době je druh *Polistichus connexus* téměř ohrožený (Veselý et al. 2017).

### 3.8.2.3 Výsypky na Ostravsku

Výsypky (haldy) na Ostravsku byly po těžbě černého uhlí sníženy nebo rozvezeny. Zajímavé jsou zde poddolovaná místa, kde se vytvářejí mokřady. Haldy zde mají 100 % potenciál pro spontánní obnovu přírodě blízkých ekosystému. Zvláště pokud je území vyčleněno jako přírodní plocha, pak by měla mít přednost spontánní sukcese. To platí především u menších hald. Spontánní sukcese je zde výhodnější než umělé zalesnění z hlediska biodiverzity.

Vyskytuje se zde 17 druhů červeného seznamu vyšších rostlin a 14 druhů ohrožených živočichů. Většinou na spontánně zarostlých plochách, pouze zřídka na lesnické rekultivaci. Mezi ohrožené druhy rostlin lze zařadit zeměžluč okolíkatou (*Centaureum erythraea*), merlíka hroznovitého (*Chenopodium botrys*) nebo kaprad' rezavou (*Dryopteris affinis*). Ze zvířat je to např. šídlo tmavé (*Anax parthenope*), ještěrka obecná (*Lacerta agilis*) nebo konipas luční (*Motacilla flava*) (Prach et al. 2010).

### 3.8.2.4 Výsypky na Kladensku

Najdeme zde tři desítky menších výsypek po těžbě černého uhlí. Stařích výsypek se pohybuje okolo 12 až více jak 100 let. Jelikož těžba byla ukončena, iniciační sukcesní stádia jsou zde již poměrně vzácná. Převládají zde jednoleté ruderalní druhy.

Z chráněných a ohrožených druhů rostlin zde byly zaznamenány např. merlík hroznový (*Chenopodium botrys*) nebo lebeda růžová (*Atriplex rosea*). Ze zvířat např. skokan hnědý (*Rana temporaria*), slepýš křehký (*Anguis fragilis*) nebo strakapoud malý (*Dendrocopos minor*) (Prach et al. 2010).

## 3.8.3 Rašeliniště

Těžba na rašeliništích probíhá za účelem produkce zahradnické rašeliny. Tento postup je velice významným antropogenním zásahem. Rašeliniště je odvodněno, vegetace odstraněna a silná vrstva půdy se sklízí. Rašeliniště po těžbě je pro rostliny drsným prostředím. Povrch zbytkového ložiska rašeliny je suchý a bez životaschopných semen (Salonen, 1987; Price, 1996).

Rašeliniště, které jsou neodvodněná obsahují 85–95 % vody. Můžou se tedy považovat za hromadu vody držené pohromadě organickým materiálem. Historicky se rašeliniště rozlišovala podle jejich polohy a následného využití zbývající půdy.

Jooten & Clarke (2003) rozlišují rašeliniště do dvou následujících skupin:

- rašeliniště vyvýšená nad okolní krajinu po těžbě rašeliny, která se obvykle provádí za sucha. Po odvodnění vzniklo minerální podloží vhodné pro zemědělství,
- rašeliniště, které se nacházejí v prohlubních. Po těžbě, která byla provedena bagrováním zůstává otevřená voda.

V České republice jsou rašeliniště poměrně vzácným biotopem. Podle odhadů rašeliniště pokrývají 0,3 % rozlohy na našem území. Většina se nachází v horách v okolí hranic. Jednotlivá rašeliniště jsou převážně izolovaná a mají tzv. „ostrovní“ charakter se specifickou flórou a faunou (Spitzer et al. 1999). V dnešní době se rašeliniště nacházejí zejména v jižních Čechách (Jindřichohradecko, Třeboňsko, Veselí nad Lužnicí, Šumava), Krušných horách a Slavkovském lese.

Typ těžby rašeliny je rozhodující pro způsob obnovy vytěžených rašelinišť. V České republice se provádějí tři typy těžby rašeliny:

- ruční těžba (borkování), která se používala do 50. let 20. století,
- průmyslová těžba (frézovací metoda), jedná se o těžbu, která vyžaduje hluboké odvodnění celé oblasti, používala se do 50. let 20. století,
- mokrá těžba – těžba bagrem bez odvodnění, rašelina se používá k lázeňským účelům.

Mimo zaplavení je nejjednodušší a nejlevnější metodou obnovy rašelinišť spontánní sukcese. Dobrým příkladem jsou borkované plochy, které nebyly rekultivovány po těžbě rašeliny. Některé z nich jsou dnes významnými lokalitami chráněné jako přírodní rezervace. K obnově došlo na místech, kde byl příznivý hydrologický režim. Samostatná těžba vedla k omlazení lokalit, které se vrátily do raných sukcesních stádií. Takovéto lokality jsou důležitým útočištěm pro druhy preferující otevřená a vlhká stanoviště. Lze mezi ně zařadit rostliny jako je kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*) nebo rosnatka okrouhloolistá (*Drosera rotundifolia*).

V posledních desetiletích se nejčastěji k využívala lesnická rekultivace. Oblast se zalesňovala druhy jako je borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a smrk ztepilý (*Picea abies*) (Konvalinková et al. 2010).

### 3.8.3.1 Rybník Velký černý – Zalíbené u Hlinska

Východní část byla v minulosti tvořena dvouhrázovým rybníkem Velký Černý. Rybník byl po několika letech zrušen a následně došlo k vybudování soustavy otevřených odvodňovacích příkopů. V dnešní době jsou tyto příkopy plně funkční. Od 19. století zde probíhala těžba rašeliny v severní části lokality mezi vesnicemi Košinovem a Zalíbenou. V dnešní době se zde stále probíhá těžba rašeliny.

Území je osidlovaný druhy charakteristickými pro kyselá a na živiny chudá stanoviště. Z rostlin jsou to druhy vyšších rostlin, které se uchytí v případě, že je vytvořen revitalizací a zvýšením hladiny podzemní vody kvalitní biotop. Z významných druhů, které jsou zařazeny v Červeném seznamu jsou například ostřice plstnatoplodá (*Carex lasiocarpa*) a prstnatec fuchsův (*Dactylorhiza fuchsii*).

Ze zvířat se zde nachází 5 mokřadních pavouků, kteří se řadí do Červeného seznamu a tj. snovačka proměnlivá (*Rugathodes instabilis*) nebo slíďák potápivý (*Pirata piscatorius*) (Příkryl et al. 2016).

### 3.8.3.2 Rašeliniště v Borkách

Rašeliniště se nachází 1,3 km západně od Krásna ve Slavkovském lese. Rašelina po vytěžení byla zpracována a využívána k zemědělským účelům. Těžba zapříčinila destrukci vegetace, zastavení růstu rašeliny, ale zároveň i zastavení mineralizace svrchní vrstvy rašeliny. Ložisko bylo vytěženo až na minerální podloží. V severní části území došlo k nejmenší degradaci, kde byl odstraněn pouze vegetační pokryv.

Postupně zde dochází k rozrůstání koberce odolnějších druhů rašeliníků. Například rašeliník prostřední (*Sphagnum fallax*), rašeliník křivolistý (*Shagnum fallax*) a také dřeviny bříza pýřitá (*Betula pubescens*) a borovice blatka (*Pinus rotundata*). Vodní plochy slouží jako loviště pro vzácnější druh vážek jako šídlo sítinové (*Aeshna juncea*) nebo vážka čárkovaná (*Leucorrhinia dubia*) (Melichar, 2013).

### 3.8.3.3 Babín

Nedaleko obce Budeč, mezi Matějovským a Babínským rybníkem, se nachází bývalé rašeliniště a navazující mokřady. Lokalita je charakteristická bývalou těžbou rašeliny, která se zde těžila k zahradnickým účelům. V současnosti zde probíhá rekultivace se záměrem zvýšení hladiny podzemních vod a vytváření soustav tůní na přítocích na lokalitu.

Byly zde objeveny druhy hub z Červeného seznamu, a to polnička bažinná (*Agrocybe paludosa*) a voskovka vroubkovaná (*Hygrocybe coccineocrenata*). Klíčové jsou pro ně stanoviště pod hrází rybníka, kde jsou vyvinuty rašelinné louky. Oba tyto druhy jsou vzácné a upřednostňují minerotrofní stanoviště (Příkryl et al. 2016).

## 3.8.4 Kamenolomy

Kámen se těží už od pradávna, ale až do středověku byla jeho těžba zanedbatelná. Většinou k těžbě docházelo na holých skalách, kde je kámen zvětralý, a proto se snáze těží. K rozvoji těžby došlo vlivem nárůstu poptávky po kameni.

Od druhé poloviny 19. století se těžba kamene provádí pomocí průmyslových technologií. To vedlo ke vzniku rozsáhlých lomů, které se dělí do několika etází. Z těžby se do okolí odkládají odvaly, což velmi často působí nepřírozně. Proto je důležité, aby docházelo k obnově přírodních a estetických hodnot lomů (Tropek et al. 2010).

Těžba kamene je významnou součástí těžebního průmyslu u nás. Jen v roce 2007 bylo vytěženo 44 milionů tun dekoračního a stavebního kamene ve 239 lomech. Další 12 milionů tun vápence bylo vytěženo ve 22 lomech. Součástí procesu je i rekultivace, kdy do roku 2007 bylo zrekultivováno 4 083 ha (Starý et al. 2008).

Odpady, jenž vznikají během těžby lze označit jako odpadovou horninu a hlušinu. Odpadní hornina se skládá z kusů kamenů, které se třídí od balvanů po šterk. Jedná se o kamenitou směs materiálů, která se liší v třídění, a to podle stavu nadloží, klimatu a typu nadložních vrstev. Oddělováním minerálů od jejich rudy vzniká zbytek, který se nazývá mlýnská hlušina (OECD, 1977; Gutt & Nixon, 1979; Clifton a kol. 1980). Mlýnská hlušina se třídí od hrubého písku až po jemné bahno až po jíly (Hammond, 1988).

#### 3.8.4.1 Lom Jezírko

Těžbou kamene vznikla v kamenolomu pestrá mozaika převážně raně sukcesních stanovišť zahrnující holé plochy, řídké křoviny a xerothermní trávníky, zapojené mezofilní porosty a raně sukcesní mokřadni společenstva v terénních depresích, kde svá útočiště našlo několik náročných organismů mizející z okolní krajiny.

Vyskytuje se zde několik významných druhů rostlin, jako např. bělolist rolní (*Filago arvensis*), mateřídouška polejovitá (*Thymus pulegioides*), hvozdík kartouzek (*Dianthus carthusianorum*), rozchodník ostrý (*Sedum acre*), hadinec obecný (*Echium vulgare*) a úročník bolhoj (*Anthylis vulneraria*).

Díky bohaté mozaice stanovišť je umožněno osídlení mnoha teplomilných a vlhkomilných ochranářsky a regionálně významných druhů živočichů. Jako příklad můžeme uvést kulíka říčního (*Charadrius dubius*), řuhýka obecného (*Lanius collurio*), modráska rozchodníkového (*Scolitantides orion*), teplomila čtyřskvrnného (*Titanoeca quadriguttata*), skálovku pustinnou (*Zelotes puritanus*) apod. (Tropěk & Čížek, 2007).

#### 3.8.4.2 Kladrubská hora

Jedná se o významnou mykologickou lokalitu, kde bylo zatím odhaleno přibližně 250 druhů hub. Ve velkém lomu či v okolních selských lomech se vyskytuje např. závojenka plavozelenavá (*Entoloma incanum*) (Abazid et al. 2009), tento druh vyhledává vápencové půdy, které jsou chudé na živiny. Dále zde byl nalezen chřapáč Quéletův (*Helvella solitaria*), chřapáč pýřitý (*Helvella macropus*) nebo čirůvka kroužkatá (*Tricholoma cingulatum*).

Ve štole, která se nachází podpovrchovou těžbou vápence zimují netopýři, nejčastěji netopýr velký (*Myotis myotis*) a netopýr ušatý (*Plecotus auritus*) (Abazid et al. 2009).

#### 3.8.4.3 Lom Ve skále – Přírodní památka Cikánka II

Většina spontánně zarostlé plochy lomu je tvořena mozaikou krátkostébelných xerothermních trávníků, výhřevných křovin a skalních výchozů na stěnách lomu. Rekultivovanou plochu, bez výskytu ohrožených druhů, tvoří druhově chudé ruderální společenstvo s dominancí třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Ohrožené druhy byly zjištěny na nerekulitované ploše lomu, jedná se o bělozářku liliovitou (*Anthericum lililago*), rozchodníka ostrého (*Sedum acre*), devaterníka šedého (*Helianthemum canum*), locíku vytrvalou (*Latua perennis*), vousatku prstnatou (*Botriochloa ischaemum*), dřina obecného (*Cornus mas*), ožanku hroznatou (*Teucrium botrys*), kavyla Ivanův (*Stipa pennata*) a kavyla sličného (*Stipa pulcherrima*).

Díky těžbě zapadly biotopy do okolní krajiny a byly osídleny společenstvy xerothermofilních druhů řídkých teplých trávníků a skalních výchozů, které se však na rekultivovanou plochu prakticky nešíří. Ohrožené druhy byly zjištěny na nerekulitované ploše, například stepník rudý (*Eresus kollari*), skákavka dvoutečná (*Sitticus penicillatus*), mravčík italský (*Zodarion italicum*), otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*), okáč metlicový (*Hipparchia semele*) nebo dlouhozobka chrastavcová (*Hemaris tityus*) (Vítková et al. 2009).



### 3.8.5 Těžebny jílu

V těchto těžebních oblastech probíhá těžba jílovitých minerálů, jejichž součástí jsou neuzpevněné nerosty illitu, kaolinitu a bentonitu. Hlavním důvodem těžby je získání suroviny pro keramický a sklářský průmysl (Melichar & Gremlica, 2010).

Jíl se těží zejména v níže položených oblastech jako jsou Plzeňsko, okolí Prahy nebo také Podkrušnohorská a Jihočeská pánev (Kavina, 2007).

V současnosti je využíván způsob povrchové těžby v rozsáhlých jámových lomech.

Jílovitý substrát má pozitivní vlastnosti ve vztahu k biotě, jako např.:

- obsahuje minimum organických látek,
- jílovitý substrát má minimální propustnost, které umožňují vzniku hydrických stanovišť (v těžebních prostorech, ale i na haldách hlušiny),
- obvykle kyselá až neutrální půdní reakce,
- přeschlý substrát s vysokou prašností (Melichar & Gremlica, 2010).

Těžebny jílu obohacují morfologickou diverzitu terénu, čímž vytváří ideální podmínky, které umožňují kolonizaci těchto biotopů volně žijícími živočichy a planě rostoucími rostliny.

Rekultivace zalesněním u těžeben kaolinu umožňuje výskyt některých druhů hub, jako je například zajímavý výskyt lignikochních druhů třepinatky svazčité (*Hypholoma fasciculare*) a šupinovka gumovitá (*Pholiota gummosa*). Tyto druhy preferují trsy s odumřelými dřevnatými lodyhami. Z chráněných cévnatých rostlin zde byl popsán růžkatec bradavčitý (*Ceratophyllum submersum*), který je zařazen do kriticky ohrožených druhů. Dále ze silně ohrožených druhů rdest trávolistý (*Potamogeton gramineus*). Výskyt je zde umožněn z důvodu, že cévnaté druhy jsou vázány na minerálně chudé substráty nebo na druhy vodních stanovišť (Melichar & Gremlica, 2010).

#### 3.8.5.1 Jáma Zelená II. a III.

Lokalita se nachází zhruba 1 km jihovýchodně od města Skalné. Lom zde byl otevřen v druhé polovině minulého století k těžbě tzv. zelených jílu (Vtělenský et al. 1990).

V náletech dřevin roste vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*), jenž je zařazen mezi ohrožené druhy. Lze zde nalézt ropuchu krátkonožou (*Epidalea calamita*), pro kterou jsou těžebny jílu typické z důvodu malé propustnosti substrátu, který umožňuje vznik vodních ploch. Nalezen zde byl druh šídlatka kroužkovaná (*Sympecma paedisca*) zařazena mezi řád Odonata. Avšak pro tento druh jsou neaktivní těžebny posledním útočištěm.

#### 3.8.5.2 Kaolinová těžebna Únavov

Těžebna se nachází v katastrálním území Únanov a Přimětice. Jihozápadní část těžebny je uvedena v Národním seznamu Evropsky významných lokalit v ČR s názvem Kaolinka Únavov. Tato část je jedna z nejvýznamnějších biotopů čolka dravého (*Triturus carnifex*) u nás. Vyskytuje se zde druh ptáka břehule říční (*Riparia riparia*) (Melichar & Gremlica, 2010).

Pro tento druh specifické pískovny a uhelné doly, do kterých patří těžebny kaolinu (Krása & Matějů, 2009).

Problémem při osidlování vzácných druhů může být vysychání a zazemňování stálých vodních nádrží. Pro čolka dravého (*Triturus carnifex*), který se zde vyskytuje je extrémním rizikem vysazování ryb do vodních nádrží (Melichar & Gremlica, 2010).

### 3.8.6 Rudní a struskopopílková odkaliště

Většina dolů je již uzavřena a probíhá na nich rekultivace překrytím zeminou a taktéž je využíváno osazování kulturními druhy rostlin. Překrytí zeminou je jediným vhodným způsobem pro omezení kontaminace okolí. Dříve se využíval způsob kyanidového loužení, avšak tento způsob je stálým rizikem pro okolní přírodu. Ke snížení kontaminace se používala i speciální fólie (Rauch et al. 2010).

Na rudních odkalištích jsou dominantní zelené řasy a xantohpyta. Některé druhy jsou dokonce doposud nepopsanými (Neustupa & Škaloud, 2004).

Přirozenou sukcesi u složišť omezuje extrema půdních podmínek, což je např. nízká hladina pH, vysoký obsah některých druhů kovů, zasolování nebo tvoření nepropustného horizontu (Rauch, 2004).

Konvička et al. (2005) uvádějí, že odkaliště jsou významná pro výskyt významných druhů z důvodu rozsáhlých ploch s jemných, sypkých a prosýchavým substrátem. To umožňuje osidlování zejména psamofilními druhy.

Struskopopílková odkaliště jsou významná vznikem popílku, na který lze nahlížet jako odpad nebo zdroj k využití. Při technické rekultivaci odkališť je využíván stabilizát, který vzniká snáčením směsi popílku a strusky s energosádrovcem a vody.

V současné době je většina těchto odkališť využívána a další se připravují k provozu (Rauch et al. 2010).

Obnovu ekologické funkce u odkališť lze provést těmito způsoby:

- biotechnologický přístup
  - technická rekultivace s výsadbou vegetace
  - přirozená nebo částečně usměrněná sukcese
- (Rauch et al. 2010).

#### 3.8.6.1 Struskopopílkové Třinecké odkaliště

Vít Ladányi (2009) zde při výzkumu objevil až 150 druhů cévnatých rostlin. Zajímavý je výskyt orchideje kruštíku bahenního (*Epipactis palustris*). Tento druh je u nás silně ohrožený a vyskytuje se především v zamokřených porostech vrb a mechů. Lze ho však najít i na přihřivaných a vysýchavých lokalitách, které nejsou podobné jeho přirozeným biotopům.

Objevena zde byla populace pionýrské rostliny, a to cídivky růnobarvé (*Hippochaete variegata*), která je kriticky ohrožený druh chráněná zákonem. Mimo rostliny je zde možné najít ropuchu zelenou (*Bufo viridis*) (Vít Ladányi, 2009), která preferuje mělké oligotrofní vodní nádrže (Rauch et al. 2010). Je tedy důležité, aby zde nedošlo k vyschnutí nádrže.

Z ptáku zde hnízdí čáp černý (*Ciconia nigra*), pro kterého je atraktivní zvodnělé odkaliště. (Vít Ladányi 2009)

#### 3.8.6.2 Teplárenské odkaliště Hodějovice

Odkaliště se nachází na jižním okraji Českých Budějovic a v současné době zde probíhá rekultivace (Rauch et al. 2010). Kletečka et al. (2006) uvádí, že toto odkaliště je jedinou jihočeskou lokalitou zvláště chráněného svižníka písečného (*Cicindela arenaria viennensis*). Svižník se vyskytuje převážně na struskopopílkových odkalištích, jelikož přesně splňují ekologické nároky tohoto druhu, a tj. rozvolněná vegetace, jemnozrný substrát, přítomnost vodní plochy (Hamet et al. 1999; Kletečka et al. 2006).

Území odkališť je lákavým prostředím pro ptáky, jelikož nabízejí pestrou potravní nabídku (Klabník et al. 2002). Hnízdí zde například písek obecný (*Actitis hypoleucos*), bramborníček černohlavý (*Saxicola torquata*), slavík modráček středoevropský (*Luscinia svecica cyaneacula*) a rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*) (Rauch et al. 2010).

### 3.9 Příklady lokalit ovlivněné těžbou v Evropě

#### 3.9.1 Košské mokřady na Horní Nitře

Košské mokřady vznikly jako povrchová deformace poddolovaného území po těžbě hnědého uhlí na Horní Nitře na Slovensku. V roce 2007 zde bylo popsáno 27 mokřadů s rozlohou vodní plochy 24,66 ha. Charakteristické pro vodní prostředí je kolísání vodní hladiny, vysoký stupeň eutrofizace a pH povrchové vody, které se pohybuje mezi 6,40 až 10,81. Košské mokřady slouží jako biotop pro různé druhy živočichů a rostlin. Vyskytují se zde druhy národního významu. Jedná se o šídlo červené (*Anaciaeschna isosceles*), jakožto zranitelný taxon Červeného seznamu a šídlatku hnědou (*Sympecma fusca*), jakožto téměř ohrožený taxon (David, 2011).

#### 3.9.2 Vzácné cévnaté rostliny po těžbě písku a štěrku na okraji města Suwałki

V roce 2012 zde byl proveden výzkum v jámě po těžbě ložisek písku a štěrku na okraji města Suwałki, při kterém byly nalezeny čtyři druhy cévnatých rostlin, které jsou v Polsku předmětem přísné ochrany (Pliszko, 2013).

Na nevyužitých jamách na těžbu minerálního kameniva je zde uplatněn proces sekundární sukcese, v jehož důsledku se vyvíjí společenstva rostlin, které mají na počátku pionýrský charakter (Czylok, 1997).

Objeven zde byl prstnatec pleťový (*Dactylorhiza incarnata* L.). A to asi desítky generativních výhonů na vlhkých substrátech, mezi mechovým drnem, mezi trsy stromů a keřů ve střední části výkopu. Dále zde byl objeven krušík bahenní (*Epipactis palustris* L.). Oba dva druhy rostou především na vápenci. V jižní a střední části jámy, v okolí rybníků byla nalezena přeslička různobarvá (*Equisetum variegatum*) preferující břehy

jezer vzniknutých po těžbě štěrku. Ve střední části území byl nalezen hlízovec Loeselův (*Liparis loeselii* L.) (Pliszko, 2013).

## 4 Závěr

Hlavním cílem bakalářské práce bylo popsat unikátní biotopy v post-těžebních lokalitách se zaměřením na konkrétními příklady lokalit. Výskyt unikátních biotopů v post-těžebních lokalitách je odvislý od průběhu obnovy krajiny a přírodních podmínkách, které následně vznikly.

Obnova krajiny se provádí sukcesními procesy nebo rekultivací. Sukcese je potřeba v některých situacích řídit či usměrňovat z důvodu odstranění invazních a nežádoucích druhů, které mohou potlačit druhy žádoucí. Cílem rekultivace je vytvoření krajiny, která bude ekologicky vyváženým a ekonomicky hodnotným životním prostředím. Na rozdíl od rekultivace je sukcese ekonomicky výhodnější, tudíž by bylo více vhodné zvážit její využití na místech, kde jsou plánovány rekultivační procesy.

Podle Řehounka et al. (2010) patří mezi příklady těžebních lokalit pískovny a štěrkopískovny, výsypky, těžená rašeliniště, kamenolomy, těžebny jílu a odkaliště. Dle různých výzkumů ve všech těchto případech bylo objeveno poměrně vysoké množství vzácných a chráněných druhů rostlin a živočichů spadající do Červeného seznamu. Tyto lokality vytvářejí určité podmínky, které tyto organismy preferují ke svému usídlení. Jak již bylo zmíněno, je třeba provést určité procesy obnovy krajiny pro jejich výskyt, z důvodu kontaminace, poničení půdy, vody a ovzduší.

Přínosem práce je vytvoření literární rešerše, shrnující procesy k obnově krajiny a uvedení konkrétních lokalit, na kterých se vyskytují unikátní biotopy. Vytyčené cíle byly z velké části splněny. Tato problematika je však velice obsáhlá, a proto si je autor vědom existujících nedostatků, které by mohly problematiku ještě více objasnit běžnému čtenáři.

V potencionálních dalších výzkumech by bylo vhodné provést nové studie, které by na zmíněných těžebních lokalitách mohly zmapovat výskyt nových druhů, jenž nejsou zmíněné v této práci. Popřípadě objevit nová místa, na kterých by mohly být usídlené vzácné nebo nepopsané druhy živých organismů.

## 5 Literatura

- Abazid D, Krejča F, Řehounek J, Špinar P. (2009): Přírodní rezervace Kladrubská hora. OSSIS, Tábor.
- Ambrožová JŘ, Ivanovová P. 2013. Hydrická rekultivace na Mostecku. První výsledky hydrobiologického průzkumu hydricky rekultivovaného Mostecká. Vodní hospodářství **63(4)**:33-37.
- Begon M, Harper JL, Townsed CR. 1997. Ekologie: Jedinci populace, společenstva. Nakladatelství UP, Olomouc.
- Bell FG, Bullock SET, Hälbich TFJ, Lindsay P. 2001. Environmental impacts associated with an abandoned mine in the Witbank Coalfield, South Africa. International Journal of Coal Geology **45**:195-216.
- Beneš J, Kepka P, Konvička M. 2003. Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies **7(4)**:1058-1069.
- Beran L. 2019. Colonisation of the newly-created artificial lake Medard and its surroundings by aquatic mollusc. Folia mallacologica **27(2)**:91-100.
- Bernhardt ES, Palmer MA. 2011. The environmental costs of mountaintop mining valley filloperations for aquatic ecosystems of the CentralAppalachians. Annals of the New York academy of sciences **1223**:39-57.
- Bian Z, Inyang HI, Daniels JL, Otto F, Struthers S. 2010. Environmental issues from coal mining and their solutions. Mining Science and Technology **20**:215-223.
- Bradshaw A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. Ecological Engineering **8**:255–269.
- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. Landscape and Urban Planning **51**:89-100.
- Clewell A, Aronson J, Winterhalder K. 2004. Primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International **2**:1-13.
- Clifton JR, Brown PW, Frohnsdorff G. 1980. Use of waste materials and by-products in construction (Part I). Resource Recovery and Conservation **5**:139-160.
- Crocker RL, Major L. 1995. Soil development in relation to vegetation and surface age at Glacier Bay. Journal of Ecology **43**:427-448.
- Czylok A. 1997. Pionierskie zbiorowiska ze skrzypem pstrym *Equisetum variegatum* Schleich. w wyrobiskach po eksploatacji piasku Pages 61-66 in Wika S. 2000. Roślinność obszarów piaszczystych. WBiOŚ, ZJPK, Katowice-Dąbrowa Górnicza.
- Čtvrtlíková M, Kučerová A, Rychtecký P, Blabolil P, Borovec J. 2018. Hydrobotanický průzkum umělých jezer Medard, Most a Milada. Zpravodaj Hnědé uhlí **4**:16-24.
- Dale VH, Swanson FJ, Crisafulli CM. 2005. Ecological recovery after the 1980 eruptions of Mount St. Helens. Springer Verlag, New York.
- Damgaard C. 2019. A critique of the space-fort-time substitution practice in community ecology. Trends in Ecology & Evolution **34(5)**:416-421.
- David S. 2011. Význam antropogenních vodních biotopů na příkladě vážek (Odonata) Slovenska. a. Životné prostredie **45(4)**:217-221.

Dentoni V, Massacci G. 2007. Visibility of surface mining and impact perception. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* **21(1)**:6-13.

Dopita M, Aust J, Brieda J, Černý I, Dvořák P, Fialová V, Foldyna J, Grmela A, Grygar R, Hoch I, Honěk J, Kaštovský V, Konečný P, Kožušnicková A, Krejčí B, Kumpera O, Martinec P, Meranda M, Müller K, Novotná E, Ptáček J, Purkyňová E, Řehoř F, Strakoš Z, Tomis L, Tomšík J, Valterová P, Vašíček Z, Vencel J, Žídková P, Vašíček Z, Vencel J, Žídková S. 1997. *Geology of the Czech Part of the Upper Silesian Basin*. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha.

Drake J, Macdonald B, Field JK, Pearson GL. 2010. A review of landscape rehabilitation frameworks in ecosystem engineering for mine closure. *Environmental Science* **1**:23-26.

Fan YH, Lu ZH, Cheng JL, Zhou ZX, Wu G. 2003. Major ecological and environmental problems and the ecological reconstruction technologies of the coal mining areas in China. *Systems Ecology, Research Center for Eco-environmental Sciences* **23(10)**:2144-2152.

Frouz J, Popperl J, Příkryl I, Štrudl J. 2007. *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolovská uhelná, právní nástupce a. s., Sokolov.

Frouz J, Prach K, Pižl V, Háněl L, Starý J, Tajovský K, Materna J, Balík V, Kačík J, Řehouňková K. 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* **44**:109-122.

Gibson CWD, Brown VK. 1985. Plant succession: theory and applications. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* **9(4)**:473-493.

Gíllarová HH, Pecharová E, Kažmierski T. 2010. Studie Medard z hlediska posuzování vlivů na životní prostředí. *Životní prostředí* **44(1)**:45-48.

Goswami S. 2015. Impact of Coal Mining on Environment. *European Researcher* **92**:185-196.

Gremlica T, Cílek V, Vrabec V, Zavadil V, Lepšová A. 2011. *Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin*. Ústav pro ekopolitiku, Praha.

Grešlová. 2021. *Zpráva o životním prostředí České republiky*. Česká informační agentura životního prostředí, Ministerstvo životního prostředí, Praha.

Gutt W, Nixon PJ. 1979. Use of waste materials in the construction industry analysis of the RILEM Symposium by correspondence. *RILEM Materials and Structures* **70**:255-306.

Haigh M, Reed H, Aucourt MD, Plamping K, Cullis M, Woodruffe P, Sawyer S, Panhuis W, Wilding G, Farrugia F, Powell S. 2015. Effect of planting method on the growth of *Alnus glutinosa* and *Quercus petraea* in compacted opencast coal-mine spoils, south wales. *Land degradation & development* **26**:227-236.

Hamet A, Mocek B, Spíšek J. 1999. Výskyt *Cicindela arenaria vienensis* Schrank, 1781 (Coleoptera: Carabidae: Cicindelinae) ve východních Čechách. *Acta Musei Reginaehradecensis / Series A: scientiae naturales* **27**:125-127.

Hammond AA. 1988. Mining and quarrying wastes: a critical review. *Engineering Geology* **25**:17-31.

- Härtel H, Hošek M, Lončáková J. 2009. Mapování biotopů v České republice: východiska, výsledky, perspektivy. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Hendrychová, M., 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. In: Journal of Landscape Studies. **1(1)**: 63–78.
- Herrick JE, Schuman GE, Rango A. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. Journal for Nature Conservation **14**:161-171.
- Hobbs RJ, Norton D. 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. Restoration Ecology **4(2)**:93-110.
- Hobbs, R, Suding KN. 2009. New models for ecosystem dynamics and restoration. Island Press Washington, DC.
- Hodačová D, Prach K. 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. Restoration Ecology **11**:385–391.
- Horn HS. 1974. The ecology of secondary succession. Biology Department, New Jersey.
- Huang YI, Tian F, Wang Y, Wang M, Hu Z. 2015. Effect of coal mining on vegetation disturbance and associated carbon loss. Environmental Earth Sciences **73**:2329-2342.
- Chuman T. 2012. Revitalizace lomů spontánní sukcesí. Životní prostředí **46(3)**:134-138.
- Ignatyeva M, Yurak V, Pustokhina N. 2020. Recultivation of Post-Mining Disturbed Land: Review of Content and Comparative Law and Feasibility Study. Multidisciplinary Digital Publishing Institute, Basil.
- Johson EA, Miyanishi K. 2008. Testing the assumptions of chronosequences in succession. Ecology Letters **11**:419-431.
- Jongepierová I, Pešout P, Prach K. 2018. Ekologická obnova v České republice II. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Joosten H, Clarke D. 2003. Wise use of mires and peatlands. International Mire Conservation Group and International Peat Society, Saarijärvi.
- Kaplan S. 1979. Concerning the power of content-identifying methodologies. In Assessing amenity resource values. USDA Forest Service, Colorado.
- Kavina P. 2007. Surovinová základna ČR a perspektivy její těžby. Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR, Praha.
- Kirmer A, Mahn EG. 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slope sites in the abandoned lignite-mining area of Goitsche. Applied Vegetation Science **4**: 19-28.
- Klabník L, Zavadil V, Volf O. 2002 Avifauna složiště popílku elektrárny Vřesová. Příroda **13**:107-124.
- Kletečka Z, Blížek J, Grycz F. 2006. První nálezy svižníka *Cicindela arenaria viennensis* (Coleoptera: Carabidae) v jižních Čechách. Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích, Přírodní vědy **46**:177-180.
- Kocadagistan ME. 1997. Nature restoration and recreational land use planning of Pasinler (Esendere) sand quarries. Institute of Science, Erzurum.



- Konvička M, Beneš J, Čížek L. 2005. Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- Kovář P. 2004. Natural recovery of human-made deposits in land-scape (biotic interactions and ore/ash-slag artificial ecosystems). Academia, Praha, Czech Republic.
- Krahulec F, Skálová H, Herben T, Hadincová V, Wildová R, Pecháčková S. 2001. Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. Applied Vegetation Science **4**:97-102.
- Krása P, Matějů J. 2009. K výskytu břehule říční (*Riparia riparia*) v Karlovarském kraji. Sborník muzea Karlovarského kraje **12**:229-326.
- Krebs CJ. 2014. Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Sixth Edit. Pearson, Edinburgh.
- Kubáňová J. 2007. Útlum těžby: Impulz k oživení Ústeckého kraje. Hnutí DUHA 2007.
- Ladányi V. 2009. Třínecké odkaliště jako refugium zajímavých druh. Živa, Praha.
- Ložek V. 1982. Z červené knihy našich měkkýšů – terčovník *Planorbis carinatus*. Živa, Praha.
- Maarel van der E. 1988. Vegetation dynamics: patterns in time and space. Kluwer Academic Publishers **77**:7-19.
- Machová I, Kubát K, Filipová L, Novák P, Řehoř M. Stav flóry a porostů jako výsledek rekultivace Jezera Most. Studia Oecologica **12(1)**:54-79.
- Martinec P, Schejbalová B. 2004. History and environmental impact of mining in the Ostrava-Karviná coal field (Upper Silesian coal basin, Czech Republic). Geologica Belgica **7(3-4)**:215-223.
- Maštera J. 2012. Ohrožené vodní biotopy v hospodářských lesích: Jak v lese hospodařit šetrně (nejen) k obojživelníkům. Ochrana přírody 3.
- Matějček T. 2005. Vytěžené pískovny a jejich začlenění do krajiny. Živa, Praha.
- Melichar J, Pavlíček P, Kohlová MB, Frouz J, Máca V, Kaprová K, Karel J. 2019. Metodika pro hodnocení alternativních způsobů obnovy post-těžební krajiny. Centrum pro otázku životního prostředí, Univerzita Karlova, Praha.
- Melichar V. 2013. Divočina za humny V Rašeliniště V borkách – oživení v půli cesty. Arnika, Praha.
- Miles J, Walton D H. 1993. Primary succession on land. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Neustupa J, Škaloud P. 2004. Contribution to the knowledge of soil algae of two abandoned industrial sedimentation basis in Eastern Bohemia Pages 194-199 in Kovář P. 2004. Natural Recovery of Human-Made Deposits in Landscape (Biotic Interactions and Ore/Ash-Slag Artificial Ecosystems). Academia, Praha.
- OECD. 1977. Use of Waste Materials and By-Products in Road Construction. Organisation for Economic Co-operation and Development Paříž.
- Parker VT. 1997. The Scale of Successional Models and Restoration Objectives. Restoration Ecology **5(4)**:301-306.
- Pauliš P, Rojík P, Malíková R, Pour O, Civiš S. 2014. Klinoptilolit-Na z uhelného lomu Družba v sokolovské pánvi (Česká republika). Bulletin Mineralogie Petrologie Oddělení Národního Muzea **22(2)**:303-307.

- Pliszko A. 2013. Chrononie i rzadkie rośliny naczyniowe w wyrobisku po eksploatacji piasku i żwiru na obrzeżach místa Suwałki. *Przeгляд Przyrodniczy* **4**:3-9.
- Popelka O, Hykel M, Růžicková J, Taraška V, Trávníček B. 2017. Mohou být aktivní těžební prostory hodnotné z hlediska ochrany přírody? *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR* **72(3)**:40-43.
- Prach K, Hobbs RJ. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* **16**:363–366.
- Prach K, Pyšek P, Bastl M. 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* **4(1)**:83-88.
- Prančl J. 2011. *Schoenoplectus Tabernaemontani* (C. C. Gmel.) Palla – skřípinec Tabernaemontanův / škripinec dvojbliznový. Botany, Praha.
- Price JS. 1996. Hydrology and microclimate of a partly restored cutover bog, Québec. *Hydrological Processes*. **10**: 1263–1272.
- Příkryl I, Drábek K, Gremlica T, Kosík M, Volf O. 2016. Možnosti přírodě blízkých způsobů obnovy na území po těžbě nerostných surovin. ENKI o.p.s., Třeboň.
- Příkryl I. 1999. Budování systému povrchových vod na Velké podkrušnohorské výsypce u Sokolova (ČR) zaměřené na úpravu kvality odtékající vody a vznik hodnotných mokřadů. ENKI o.p.s., Třeboň.
- Rauch O. 2004. Genesis and characteristics of orewaste sulphate soils at Chvaletice Pages 45-48 in Kovář P. 2004. *Natural Recovery of Human-Made Deposits in Landscape (Biotic Interactions and Ore/Ash-Slag Artificial Ecosystems)*. Academia, Praha.
- Rebele F, Dettmar J. 1996. Renaturierung von Ökosystemen in urban-industriellen Landschaften. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Řehounek J, Řehouňková K, Tropek R, Prach K. 2010. Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Řehounek J, Řehouňková K, Tropek R. & Prach, K. (2015) Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Řehouňková K, Čížek L, Řehounek J, Šebelíková L, Tropek R, Lencová K, Boguch P, Marhoul P, Máca J. 2016. Additional disturbances as a beneficial tool for restoration of post-mining sites: a multi-taxa approach. *Environmental science and pollution research* **23**:13745-13753.
- Řehouňková K, Řehounek J, Bernard M, Heneberg P. 2006. Pískovny v krajině, Calla, České Budějovice.
- Řehouňková K, Řehounek J, Bernard M. & Heneberg P. 2006: Pískovny v krajině. Calla, České Budějovice.
- Říha M, Stoklasa J, Lafarová M, Dejmal I, Marek J, Pakosta Petr, Beránek K. 2005. The environmental mining limits in the North Bohemian Lignite Region. *Společnost pro krajinu*, Praha.
- Salonen V. 1987. Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. *Holarctic Ecology on JSTOR* **10**: 171–174.

Skácelová O. 2006. Osídlení nově vzniklých biotopů na výsypce Sokolovského uhelného revíru sinicemi a řasami. Zprávy České botanické společnosti **21**:141-150.

Sklenička P, Kašparová I. 2008. Restoration of visual values in a post-mining landscape. *Journal of Landscape Studies* **1**:1-10.

Smolík D, Dirner V. 2003. Výukový program Evropského sociálního fondu, modul 7, Environmentální vzdělávání: Význam rekultivace jako proces obnovy narušené biosféry. Evropský sociální fond v ČR, Ostrava.

Spitzer K, Bezděk A, 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.

Starý J, Kavina P, Vaněček M, Sitenský I, Kotková J, Nekutová T. 2007. Surovinové zdroje České republiky. Ministerstvo životního prostředí Česká geologická služba – Geofond, Praha.

Starý J, Kavina P, Vaněček M, Sitenský I, Kotková J, Nekutová T. 2006. Surovinové zdroje České republiky nerostné suroviny (stav 2005). Ministerstvo životního prostředí Česká geologická služba – Geofond, Praha.

Starý J, Kavina P, Vaněček M, Sitenský I, Kotková J, Nekutová T. 2008. Surovinové zdroje České republiky. Nerostné suroviny, stav 2007. - Česká geologická služba-Geofond, Praha.

Svoboda I. 2000. Rekultivace po těžbě uhlí povrchovým způsobem. International Union of Air Pollution Prevention and Environmental Protection Associations, Praha.

Svobodová K, Sklenička P, Molnarová K, Šálek M. 2012. Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. *Ecological Engineering* **43**:34-44.

Šálek M, Beran V, Hanzlíková M, Kipson M, Molitor P, Praus L, Procházka V, Šimeček K, Vít P, Zeman V. 2016. Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) v České republice: změny početnosti a současné rozšíření v jádrových oblastech. *Sylvia* **52**:34-52.

Šarapatka B, Urban J. 2006. Ekologické zemědělství v praxi. PRO-BIO, Šumperk.

Štýs S, Bízková R, Ritschelová I. 2014. Proměny severozápadu. Český statistický úřad, Praha.

Štýs S. 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. Státní nakladatelství technické literatury, Praha.

Štýs S. 2012. Proměna Mostecka. Statuární město Most, Most.

Tajovský K, Voženílková K. 2002. Development of millipede (Diplopoda) and centipede (Chilopoda) assemblages on colliery spoil heaps under different rehabilitation practices. International Conference – Disturbed Landscapes. Analysis, modeling and valuation, Brandenburg University of Technology Cottbus, Brandenburg.

The International Energy Agency IEA. 2012. Medium-Term Market Report. International Energy Agency, Paris.

Tropek R, Čížek O. 2007. Plán péče o navrhovanou přírodní památku Lom Jezírko u Dobříše na období 2008–2017. Krajský úřad Středočeského kraje, Praha.

Tropek R, Prach K. 2012. Ekologická obnova v České republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.

- Veselý P, Moravec P, Stanovský J. 2017. Carabidea (střevlíkovití). Pages 295-301 in Hejda R, Farkač J, Chobot K. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species of the Czech Republic. *Příroda* **36**:1-612.
- Vítková M. 2009. Plán péče o přírodní památku Cikánka II na období 2010–2024. Magistrát hlavního města Prahy, Praha.
- Vráblíková J et al. 2008. Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří. Fakulta životního prostředí Univerzita J.E. Purkyně, Ústí nad Labem.
- Vráblíková J, Wildová E, Vráblík P. 2016. Sustainable Development and Restoring the Landscape after Coal Mining in the Northern Part of the Czech Republic. *Journal of Environmental Protection* **7**:1483-1946.
- Vráblíková J. 2010. Rekultivace území po těžbě uhlí na příkladu severních Čech. *Životní prostředí* **44(1)**:24-29.
- Vtělenský J, Šantrůček P, Hartman V. 1990. Jíly západních Čech – oblast chebské pánve. *Journal of geological sciences* **25**:1-228.
- Walker LR, Moral RD. 2003. Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Whisenant SG. 1999. Repairing damaged wildlands. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Wogan GOU, Wang IJ. 2017. The value of space-for-time substitution for studying fine-scale microevolutionary processes. *Ecography* **41(9)**: 1456-1468.
- Young TP, Petersen DA, Clary JJ. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology letters* **8**:662-673.
- Zavadil V, Sádlo J, Vojar J. 2011. Biotopy našich obožitelníků a jejich management. Metodika AOPK ČR, Praha.