

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**



**Fakulta životního prostředí  
Katedra ekologie**



**Praktické možnosti uplatnění přírodních obnovních  
procesů při rekultivaci krajiny po povrchové těžbě uhlí**

Doktorská disertační práce

**Mgr. Martin Kabrna**

Školitel: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

Praha 2013

Prohlašuji, že jsem disertační práci zpracoval samostatně s využitím uvedených literárních pramenů nebo ve spolupráci s autory uvedených publikací.

V Praze dne 5. srpna 2013

Martin Kabrna

Rád bych na tomto místě poděkoval svému školiteli, Karlu Prachovi, za cenné podněty, rady a připomínky, které mi pomohly disertační práci dokončit. Zvláštní dík patří Markétě Hendrychové, se kterou se nám daří snad alespoň částečně prosazovat principy ekologické obnovy i v území „kde dříve byli lvi“. Za pomoc při sběru a zpracování dat děkuji Lence Sirovičové a Lucii Málkové.

Velice chci poděkovat své rodině za podporu, kterou mi po celou dobu věnovali.

## Obsah

<b>1. ÚVOD.....</b>	<b>5</b>
<b>2. SHRNU TÍ .....</b>	<b>6</b>
<b>3. SUMMARY .....</b>	<b>8</b>
<b>4. LITERÁRNÍ REŠERŠE .....</b>	<b>10</b>
4.1. OBNOVA BIOTOPŮ NA HNĚDOUHELNÝCH VÝSYPKÁCH SEVEROČESKÝCH PÁNVÍ.....	10
4.1.1. Vývoj půdy na výsypkách .....	10
4.1.2. Vývoj mykorhizních symbióz .....	15
4.1.3. Vývoj společenstev bezobratlých živočichů.....	17
4.1.4. Vývoj společenstev obratlovců.....	20
4.1.5. Vývoj rostlinných společenstev .....	23
4.2. MOŽNOSTI VYUŽITÍ PŘÍRODNÍCH OBNOVNÍCH PROCESŮ .....	26
4.2.1. Ekologie obnovy jako východisko pro obnovu krajiny .....	26
4.2.2. Přirozená sukcese jako nástroj ekologické obnovy.....	28
<b>5. KOMENTÁŘ K PRACÍM .....</b>	<b>32</b>
<b>6. CITO VANÁ LITERATURA .....</b>	<b>49</b>
<b>PŘÍLOHY.....</b>	<b>59</b>



## 1. ÚVOD

Disertační práce, která je zpracována formou komentovaného souboru prací, se skládá ze tří hlavních částí:

- úvod do problematiky ve formě literární rešerše (kapitola 4),
- komentář k souboru prací (kapitola 5),
- soubor prací ve formě plné verze článků (příloha I až V).

Disertační práce zahrnuje soubor pěti prací:

- I. KABRNA, M. Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies* - online version, 2011, roč. 4, č. 2, s. 59-69. ISSN: 1802-4416.
- II. KABRNA, M. Možnosti aplikace ekologické obnovy na výsypkách hnědouhelných lomů. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 2011, roč. 2011, č. 4, s. 16-22. ISSN: 1213-1660.
- III. KABRNA, M. – HENDRYCHOVÁ, M. – PRACH, K. Establishment of target and invasive plant species on a reclaimed coal mining dump in relation to their occurrence in the surroundings. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*. (přijato 7. 5. 2013)
- IV. KABRNA, M. – HENDRYCHOVÁ, M. Creating habitats with prevailing non-productive characters as a contribution to ecological restoration of post-mining landscapes in the Czech Republic. *Landscape Research*. (odesláno 23. 5. 2013)
- V. KABRNA, M. Analýza dlouhodobých změn v krajině velkoplošně postižené povrchovou těžbou uhlí – případová studie z uhelného revíru v severních Čechách. (rozpracováno)

Přehled dosavadní publikační činnosti doktoranda je uveden v příloze VI.

## 2. SHRNUÍ

Obnova krajiny narušené povrchovou těžbou uhlí v České republice prochází v posledním desetiletí složitým vývojem, kdy musí zohledňovat mnohdy rozdílné požadavky či potřeby dotčených aktérů. Jedním z nejnáročnějších úkolů současné rekultivační praxe je tlak na větší využívání principů ekologické obnovy. Tento požadavek vychází z výsledků mnoha provedených výzkumů, které dokládají, že přirozenou sukcesí vznikají ekosystémy s vyšší přírodní hodnotou, nežli je tomu v případě tradičních rekultivací.

Nicméně úspěšnost začlenění ekologické obnovy je podmíněna pochopením současného schématu báňského provozu a dobrou znalostí místních podmínek každé těžební lokality, a v neposlední řadě dobře připravenou metodikou, která bude všem srozumitelná. Tomu se snaží napomoci i předkládaná disertační práce, a to prostřednictvím tří dílčích studií.

První studie posuzuje úspěšnost spontánního osidlování rekultivovaných ploch cílovými druhy rostlin z těžbou nenarušeného okolí. Zájmovým územím byl pruh území šíře 200 m podél hrany lomu v celkové délce 6,2 km. Ukázalo se, že 74 % druhů, které se vyskytovaly v těžbou nenarušeném území v okolí lomu, bylo schopno během 13 až 15 let kolonizovat rekultivované území uvnitř lomu. Poměrně vysoká úspěšnost kolonizace byla nepochybně podpořena vhodným provedením rekultivace ve formě mozaiky lesních a travnatých plošek. Je patrné, že takový způsob rekultivace umožňuje dosáhnout větší biodiverzity rekultivovaného území, a měl by proto být upřednostňován před zakládáním jednotvárných a rozsáhlých celků. Spontánní osidlování rekultivovaných ploch cílovými druhy rostlin je potom mnohem úspěšnější, i když podobných výsledků je možné dosáhnout tak, že plocha po těžbě nebude vůbec technicky rekultivována a bude ponechána spontánní sukcesí. Potenciál osidlování cílovými druhy rostlin, vyskytující-li se v okolí lomu, je značně vysoký a vzdálenost 100 m se zdá být rozhodující.

Způsobu provádění rekultivací z hlediska pestrosti vytvářených biotopů se věnuje druhá studie. Posuzovalo se rekultivované území o rozloze 73 km<sup>2</sup>. Pro tyto účely byl nejprve vytvořen katalog biotopů, které mohou být potenciálně vytvářeny na výsypkách či ve zbytkových jámách lomů v rámci rekultivačního procesu, přičemž pozornost byla upřena především na biotopy s převažujícími mimoprodukčními

funkcemi. Celkem bylo v zájmové území identifikováno 26 z 34 předdefinovaných typů mimoprodukčních biotopů o úhrnné rozloze 4,6 km<sup>2</sup>, což představuje pouze 6,3 % z celkové rozlohy zájmového území. Studie prokázala, že dominantním prvkem vznikající post-těžební krajiny jsou kompaktní lesní výsadby a zemědělské plochy, které jsou bohužel jen velice sporadicky doplňovány maloplošnými krajinnými prvky, které by krajinu zpestřovaly a plnily by řadu funkcí z hlediska ochrany přírody. Nicméně katalog biotopů s převažujícími mimoprodukčními funkcemi, který byl vypracován při řešení této studie, se může stát vhodnou metodickou pomůckou při ekologické obnově těžbou narušeného území.

Poslední studie analyzovala dlouhodobý vývoj krajiny postižené rozsáhlou povrchovou činností na modelovém území střední části Mostecké pánve o rozloze 228 km<sup>2</sup>, a to nejen z hlediska změn jednotlivých typů *land-use*, ale rovněž z hlediska kontinuity ekologicky hodnotných krajinných prvků, které mohou hrát významnou roli při komplexní obnově území, ať již jako zásobník druhů pro osidlování post-těžební krajiny či jako možné skladební součásti nově vytvářeného územního systému ekologické stability. Studie neposuzovala jen historický, ale i budoucí vývoj krajiny, neboť hodnotila stav krajiny v šesti různých časových obdobích: 1845, 1954, 1976, 1988, 2010 a po roce 2050. Studie dokumentuje, jak postupný rozvoj povrchové těžby zdevastoval na převážné části zájmového území původní ekologicky stabilní plochy, jejichž zastoupení v tehdejší, zemědělsky využívané krajině bylo již tak poměrně nízké. Je tedy zřejmé, že v případě rozsáhlé povrchové těžby se nelze příliš spoléhat na ekologicky hodnotné biotopy v okolí těžebních lokalit, ale je potřeba efektivně využívat hodnotnější biotopy, které v post-těžební krajině vznikly v rámci dosavadní rekultivační činnosti či přirozenou sukcesí na opuštěných plochách.

### **3. SUMMARY**

In the past decade, restoration of land disturbed by opencast mining has been undergoing a complicated development in the Czech Republic, reflecting sometimes contradictory needs and demands of the stakeholders involved. One of the most urgent challenges is the demand for a wider implementation of ecological restoration principles in current reclamation practice. This approach is supported by numerous studies demonstrating that spontaneous succession leads to habitats characterized by higher natural value compared to those after traditional technical reclamation.

Nevertheless, successful implementation of ecological restoration requires a common understanding of actual scheme of mining operations, a solid knowledge of local conditions at particular mining site, and, least but not last, well-developed methodology that will be easily understandable by all stakeholders. This PhD thesis aims at those challenges through three separate studies.

The first study focuses on the spontaneous establishment of plants on reclaimed spoil heaps and the relationship between their establishment and the occurrence of those same species in the surroundings along the edge of a post-mining site. The study area extended 6.2 km around the perimeter using study plots 100 x 100 m both inside and outside the edge. The results suggest that 74 % target species, which were common to both the surroundings and the post-mining site, were able to colonise the post-mining site from the surrounding environs within 13–15 years since reclamation. Colonisation was clearly supported by the fact that the reclamation was not done in a monotonous way, but rather emphasising a mosaic of woodland and grassland patches. The type of reclamation used in the studied post-mining site is clearly more conducive to biodiversity and should be preferred over creation of monotonous and extensive woodlands or grasslands. Spontaneous establishment of target species is effective in such cases, but the same result can probably be attained if no technical reclamation is performed and a site is left to spontaneous succession. The potential for target species to establish – if occurring in the surrounding environs – is clearly high and a distance up to 100 m seems to be decisive.

In the second study, therefore, we investigated the quality of sites reclaimed to date from the viewpoint of habitat diversity. The overall study area accounts for about 73 km<sup>2</sup>. The first step in our study was to develop a list of habitats that can potentially

be created on spoil heaps or in residual mine pits during reclamation works. The focus was especially put on those landscape features with prevailing non-productive features, as these could enhance spatial heterogeneity. Of the 34 potential non-productive habitat types, 26 were recorded in the study site representing an area of 4.6 km<sup>2</sup>, which is only 6.3% in the total reclaimed area. According to the study, the prevailing landscape features of the post-mining landscape in the study area are represented by compact forest plantations and agricultural land. The proportion of small-sized landscape features (hedgerows, shrub belts, etc.) that could enhance landscape heterogeneity and promote nature conservation functions was extremely low. The catalogue of habitats with prevailing non-productive features developed during this study has proven to be easily understandable by potential stakeholders during all phases of the reclamation process and could therefore be used as a methodological aid promoting ecological restoration of post-mining sites.

The third study assessed the long-term development of the landscape that has been affected by extensive open cast mining. The study site was represented by the central part of the Mostecká Pánev Coal Basin with a total area of 228 km<sup>2</sup>. Apart from the changes of particular land-use types, the study also aimed at the continuity of ecologically valuable landscape features, as they can play an important role during the landscape restoration, either as a species pool for colonisation of post-mining sites, or as a structural element of the newly established terrestrial system of ecological stability. The study covered both historical and future development of the landscape at six different time periods: 1845, 1954, 1976, 1988, 2010, and after 2050. Even though the occurrence of ecologically stable sites in the original agricultural landscape was quite low, the study demonstrated vast degradation of those sites across the whole study area due to the rapid development of mining operations after 1950. So, permanent ecologically valuable structures may play only a minor role during the restoration of landscape extensively affected by surface mining. Effective integration of valuable post-mining biotopes, such as spontaneously developing abandoned sites or nature-close reclaimed sites, will be necessary.

## 4. LITERÁRNÍ REŠERŠE

### 4.1. OBNOVA BIOTOPŮ NA HNĚDOUHELNÝCH VÝSYPKÁCH SEVEROČESKÝCH PÁVNÍ

#### 4.1.1. Vývoj půdy na výsypkách

##### *Chemicko-fyzikální a mikrobiální vlastnosti*

Výsypkové zeminy jsou v prvních letech po nasypání náchylné vůči erozi, při které pak dochází k vyplavování zejména vápníku (ČERMÁK *et al.* 2000a). Z tohoto důvodu bývá často přikračováno k melioračním úpravám formou převrstvení povrchu výsypek zúrodnitelnými zeminami (ornice, spraše apod.), aplikací lokálně dostupných sorbentů přírodního původu (bentonity, slínité horniny apod.), či aplikací organických kompostů (ČERMÁK *et al.* 2000a). Vývoj fyzikálních vlastností výsypkových zemin je závislý na intenzitě zvětrávacích procesů, přičemž příznivý vývoj vykazují lesnické rekultivace, kde dochází vlivem rozvíjejícího kořenového systému k mechanickému nakypření substrátu (JONÁŠ 1972). Nicméně vertikální prokořenění na výsypkách se dosahuje maximálních hloubek 40 až 70 cm, kulový kořen se nevytváří a kořenové soustavy se vyvíjí zejména ve směru horizontálním (DIMITROVSKÝ a ŠTRUDL 2000).

Pokles půdního pH (H<sub>2</sub>O) popisují FROUZ a NOVÁKOVÁ (2005) a FROUZ *et al.* (2008) na spontánně se vyvíjejících půdách z iniciálních hodnot kolem 8 až na konečných 6,5. Stejně tak i ŠOURKOVÁ *et al.* (2005) či FROUZ *et al.* (2001) uvádí pokles původního zásaditého pH na slabě kyselé s rostoucím stářím lesnický rekultivovaných ploch (*Alnus glutinosa*, *Alnus incana*). VANĚK *et al.* (1998) se zabýval mimo jiné vlivem imisí na vývoj půdních vlastností a zjistil, že na snižování pH výsypkových substrátů má větší vliv skladba dřevin než kumulace sloučenin síry, když za dobu 28 let došlo pod listnatými porosty ke snížení o 0,8 pH, zatímco pod jehličnatými monokulturami o 2,7 pH.

Postupný nárůst obsahu půdních nutrientů C, N, P a K v průběhu spontánní sukcese uvádějí BALDRIAN *et al.* (2008) a FROUZ *et al.* (2008), zatímco obsah Na a Ca klesá (FROUZ *et al.* 2008). BALDRIAN *et al.* (2008) zaznamenal maximální hodnoty nutrientů C, N a P na ploše 21 let staré. Pro toto sukcesní stádium bylo charakteristické, že se vyvinulo pouze keřové patro, které téměř zastínilo veškerý půdní povrch se slabě vyvinutým bylinným patrem. Keřovému patru dominovala *Salix caprea*,

kteřá má vysokou produkci odpadu. Nárůst obsahu celkového C a N ve vyvíjejícím se půdním profilu je popisován i z lesnicky rekultivovaných ploch (*Alnus glutinosa*, *Alnus incana*), přičemž akumulace nutrientů stoupá během prvních 15 – 20 let do zapojení výsadeb a potom se zpomaluje, až klesá, v souvislosti se stagnací listového opadu (ŠOURKOVÁ *et al.* [2005], FROUZ *et al.* [2001]). Zatímco však obsah celkového C (vyjadřovaný jako  $C_{ox}$ ) roste se sukcesním stářím, HELINGEROVÁ *et al.* (2010) poukazuje na skutečnost, že obsah dostupného C (vyjadřovaný jako  $C_{ext}$ ) tento rostoucí trend nevykazuje. Na rozdíl od popisovaného nárůstu obsahu P v sukcesních plochách nebyly při vývoji půd na lesnicky rekultivovaných plochách zaznamenány žádné významné změny v obsahu celkového P v různě starých rekultivacích (ŠOURKOVÁ *et al.* 2005).

BALDRIAN *et al.* (2008) studoval aktivitu mimobuněčných enzymů v půdě na různě starých (4 až 45 let), spontánně se vyvíjejících plochách. Zjistil, že v iniciální fázi primární sukcese na výsypce dochází k postupnému nárůstu aktivity enzymů v půdě a po této prvotní fázi aktivita enzymů stagnuje.

FROUZ a NOVÁKOVÁ (2005) a BALDRIAN *et al.* (2008) shodně popisují postupný nárůst půdní mikrobiální biomasy na sukcesních plochách, přičemž její obsah koreluje s obsahem organického C (FROUZ *et al.* 2006). Vrchol mikrobiální biomasy byl zachycen na plochách 10 – 25 let starých, kdy v sukcesním vývoji dominuje keřové patro. Na starších plochách (26 – 41 let), kde keře (*Salix caprea*) jsou nahrazovány stromy (*Populus tremoroides* a *Betula spp.*), dochází k poklesu mikrobiální biomasy. FROUZ a NOVÁKOVÁ (2005) udávají ze Sokolovska průměrné hodnoty půdní mikrobiální biomasy na sukcesně vyspělých plochách (26 – 41 let) mezi 1,1 až 1,3 mg  $C_{mic}/g$  sušiny. RŮŽEK *et al.* (2001) uvádí hodnoty mikrobiální biomasy od 0,3 do 0,5 mg  $C_{mic}/g$  sušiny, přičemž údaje pocházejí ze Severočeské hnědouhelné pánve z rekultivovaných ploch různého stáří (15 – 40 let). HELINGEROVÁ *et al.* (2010) srovnávala lesnicky rekultivované plochy a plochy ponechané spontánní sukcesí a zjistila, že mikrobiální biomasa byla prokazatelně vyšší v olšových výsadbách. Rovněž rychlost nárůstu mikrobiální biomasy byla vyšší v lesnických rekultivacích. S obsahem mikrobiální biomasy přímo souvisí i mikrobiální respirace. Navzdory popisovaným nárůstům mikrobiální biomasy i obsahu celkového C popisuje HELINGEROVÁ *et al.* (2010) pokles mikrobiální respirace se sukcesním stářím. Přestože obsah celkového C roste, obsah dostupného C nikoli. Podíl dostupného uhlíku se tak se vzrůstajícím

zásobou celkového C v půdě snižuje v průběhu sukcese a s tím může souviset i popisovaný pokles mikrobiální respirace.

Dále bylo prokázáno, že důležitým faktorem v půdách vyvíjejících se primární sukcesí je sezonalita, která má vliv jak na množství mikrobiální biomasy, tak na aktivitu enzymů (BALDRIAN *et al.* 2008).

FROUZ a NOVÁKOVÁ (2005) a FROUZ *et al.* (2008), kteří se zabývali studiem spontánně se vyvíjejících ploch různého stáří (1 až 41 let), popisují následující vývoj mikrostruktury svrchní vrstvy půdy. V iniciálním stádiu (1 – 14 let) je povrch tvořen pouze jílovými částicemi, případně hrubým opadem bez tvorby fermentační či humusové vrstvy. V dalším stádiu s vyvinutým keřovým patrem (15 – 25 let) dochází k tvorbě husté fermentační vrstvy, která obsahuje listový opad a exkrementy stonožek, ale zatím se nevyvíjí žádná humusová vrstva. Na starších plochách, kde se již vyvíjí les (26 – 41 let), sehrává klíčovou roli narůstající aktivita žížal. Výkaly žížal zde tvoří významnou složku svrchní vrstvy půdy. V tomto lesním stádiu dochází díky žížalám k intenzivnímu míšení organické a minerální složky půdy a humus typu *moder*, který je typický pro střednědobá keřová sukcesní stádia, je nahrazován humusem typu *mull*. V důsledku zvýšené aktivity žížal v pozdějších sukcesních stádiích má za následek zmiňovaný pokles obsahu organického C.

#### *Půdní organismy*

Z lesnicky rekultivovaných ploch (*Alnus glutinosa*) popisuje FROUZ *et al.* (2001) s rostoucím stářím ploch postupný nárůst počtu bakterií i počtu půdních mikroskopických hub, zatímco v případě půdních řas byla nejvyšší abundance zaznamenána na mladších rekultivacích a se stárnutím ploch se snižovala. Rostoucí trend se stářím plochy, s výjimkou hlístic (*Nematoda*), vykazovaly také téměř všechny skupiny zkoumaných půdních bezobratlých. Abundance těchto půdních organismů dosáhla svého vrcholu na plochách 20 až 30 let starých a poté došlo buďto k poklesu – pancířníci (*Oribatida*), žížalovití (*Lumbricidae*), mnohonožky (*Diplopoda*), suchozemští stejnonožci (*Isopoda*); anebo k dalšímu nárůstu, přičemž tento nárůst byl již pozvolnější – larvy dvoukřídlých (*Diptera*) či nárůstu předcházely propad – chvostokoci (*Collembola*), krytenky (*Arcellinida*) a roupicovití (*Enchytraeidae*). Na rozdíl od abundance se počet druhů půdních bezobratlých víceméně udržoval na stejných hodnotách či mírně narůstal se stářím plochy. U některých skupin organismů



nedocházelo k žádným změnám ve struktuře společenstev, u jiných naopak docházelo k nahrazování euryvalentních druhů druhy specializovanějšími. Za největší rozkladače opadu byli identifikováni makrofágní bezobratlí, zejména larvy dvoukřídlých, mnohonožky a suchozemští stejnonožci. Částečně rozložené fekální pelety se pak soustřeďují na rozhraní mezi organickou a minerální vrstvou půdy. Následnou distribuci fekálních pelet různého stupně rozkladu v půdním profilu zajišťují žížalovití. Humus typu moder, který se postupně vyvíjí v prvních 20 – 30 let, je pak nahrazován typem mull.

Kolonizaci lesnický rekultivovaných výsypkových stanovišť mnohonožkami (*Diplopoda*) a suchozemskými stejnonožci (*Isopoda*) podrobně studoval TAJOVSKÝ (2001) na Sokolovsku. Zjistil, že až mladší olšové výsadby poskytují příhodnější podmínky pro rozvoj těchto skupin organismů než iniciální stádia výsadeb. Nicméně pozoroval pouze navýšení hustoty těchto organismů a jejich epigeické aktivity, nikoli počtu druhů. Ke změně dochází až po cca 30 letech, kdy díky dominanci lesních dřevin dochází i ke změně druhového spektra těchto půdních organismů. Jako pionýrské druhy mnohonožek lze označit druhy *Craspedosoma rawlinsii*, *Julus scandinavus* a rod *Polydesmus*. Suchozemští stejnonožci v iniciálních stádiích zcela chyběli. Na Mostecku TAJOVSKÝ *et al.* (2010) zaznamenal rozdíl v epigeické aktivitě mezi těmito dvěma skupinami půdní fauny, kdy mnohonožky byly aktivnější na rekultivovaných plochách, zatímco suchozemští stejnonožci na plochách sukcesních. Navíc zjištěná přítomnost a šíření druhů, jako např. *Trachelipus nodulosus*, *Megaphyllum unilineatum* a *Kryphoiulus occultus*, indikuje blízkost xerothermních biotopů v nedalekém Českém středohoří.

Rozvoj společenstev půdních hlístic (*Nematoda*) na různě starých lesnický rekultivovaných plochách (*Alnus glutinosa*) popisuje HÁNĚL (2002). Abundance iniciálních stádií byla poměrně vysoká (především rostlinní parazité a omnivorní druhy), ve střednědobém stádiu došlo k určitému poklesu a až ve starších výsadbách byla abundance opět vysoká. Naopak biomasa byla rovněž poměrně vysoká jak v iniciálních, tak ve střednědobých stádiích, avšak v nejstarším stádiu došlo k výraznému poklesu.

FROUZ *et al.* (2006) srovnával 25 – 30 let staré, lesnický rekultivované plochy (*Alnus glutinosa* a *Alnus incana*) a plochy ponechané cca 20 let přirozené sukcesí (dominovala *Salix caprea*). Lesnický rekultivované plochy vykazovaly vyšší abundanci

půdních makrofágů než plochy sukcesní, přičemž na rekultivacích měli vyšší zastoupení žížalovití, zatímco na sukcesích dominovali mnohonožky a larvy dvoukřídlých. Vysoká abundance žížal na rekultivovaných plochách způsobuje intenzivní promíchávání organické a minerální vrstvy půdy, kdy fragmenty organické hmoty jsou vázány do výkalů žížal a přenášeny do minerální vrstvy. Na nereakultivovaných plochách však zůstávají fekální pelety a organické zbytky na rozhraní organické a minerální vrstvy. Klíčová role žížal na odstraňování opadu a jeho translokaci do minerálních vrstev půdy je v souladu s experimentálními výsledky FROUZE *et al.* (2007a) z laboratorního prostředí. Vyšší hustotu všech skupin půdní makrofauny na plochách rekultivovaných oproti nereakultivovaným potvrzuje dále také FROUZ *et al.* (2007b), obzvláště co se týká žížalovitých. Nicméně mezi oběma druhy ploch byl pozorován rozdíl ve struktuře společenstev žížal. Na obou typech se vyskytovaly druhy epigeické (*Dendrobaena octaedra* a *Lumbricus rubellus*), avšak na rekultivacích byly přítomny i druhy endogeické. PIŽL (2001) uvádí, že endogeické druhy žížal se na lesnický rekultivovaných plochách objevují až cca po 30 letech. S ohledem na nízkou aktivní lokomoci žížal a izolovanost výsypkových stanovišť PIŽL (2001) předpokládá, že ke kolonizaci výsypek žížalami dochází pasivním transportem v souvislosti s náhodnou introdukcí žížal z lesnických školek, kdy žížaly jsou přítomny v zemních balech lesních sazenic.

Půdní řasy vykazují v průběhu vývoje lesních porostů (olšin) na výsypkách sestupný trend, kdy iniciální stádia vykazují ve srovnání se staršími porosty vyšší abundance s relativně vysokými počty druhů rozsivek a sinic, zatímco zelené řasy jsou hojně zastoupené v celé chronosekvenci (LUKEŠOVÁ 2001). Pokles druhové diverzity na starších plochách je zřejmě způsoben zhoršováním světelných podmínek v souvislosti s postupným zapojováním lesních porostů a hromaděním listového opadu.

#### *Závěry a doporučení*

Obnova půdy je jedním ze základních předpokladů obnovení plnohodnotných ekosystémů na výsypkách (FROUZ 1999). Sukcese půdních vlastností, humusu a půdních organismů vždy probíhá v závislosti na sukcesi rostlinné pokrývky, jde o dynamický a navzájem se ovlivňující vývoj abiotických a biotických složek (RUSEK 2000). Zásadním faktorem v nově se utvářejících půdách, který následně ovlivňuje půdní mikrobiální vlastnosti, je akumulace organické hmoty (FROUZ a NOVÁKOVÁ 2005). Dalším významným faktorem, který je výsledkem činnosti půdních

bezobratlých, je pak transformace a distribuce organické hmoty v půdním profilu. Z hlediska managementu ploch po těžbě lze konstatovat, že lesnické rekultivace urychlují v raných stádiích vývoje biologickou aktivitu půdy (FROUZ *et al.* [2007b], HELINGEROVÁ *et al.* [2010]), avšak se stářím ploch (cca po 40 letech) ztrácí tento pozitivní efekt na významu při srovnání obdobně starých lesnických rekultivací a sukcesních ploch. Není-li tedy rychlost rekultivace primárním kritériem, spontánní sukcese může být rozumnou alternativou ke klasickým lesnickým rekultivacím (FROUZ *et al.* 2007b). Při lesnických rekultivacích je vhodnější preferovat listnaté dřeviny, které produkují více lépe rozložitelného opadu než dřeviny jehličnaté (FROUZ 1999). Naopak v případě spontánní sukcese je potřeba si uvědomit, že půdní živočichové mají poměrně špatnou migrační schopnost, a proto je důležitým faktorem ovlivňujícím rychlost kolonizace vzdálenost od původních biotopů a prostorové napojení na tyto refugia půdních živočichů v okolní krajině; případně může být migrace podpořena přímou inokulací – navážením čerstvě skryté ornice ve formě nesouvislých pásů (FROUZ 1999). Významnou měrou lze rozvoj společenstev půdních organismů posílit zachováním heterogenity výsypkového povrchu (pásky vyvýšenin a prohlubní). V prohlubních totiž dochází k akumulaci opadu a rychlejšímu rozvoji půdní bioty (FROUZ [1999], FROUZ a NOVÁKOVÁ [2005], HELINGEROVÁ *et al.* [2010]).

Na závěr je třeba podotknout, že drtivá většina výše citovaných vědeckých prací pochází z výsypek na Sokolovsku a byly-li předmětem výzkumu lesnické rekultivace, pak byly tvořeny výlučně olšovými porosty. Olšiny patří mezi lesní porosty, které vykazují vysokou produkci listového opadu a kvalitativně nejpříznivější formy humusu (VANĚK *et al.* 1998). Nicméně např. při lesnických rekultivacích na Mostecku se olše vysazuje v zastoupení do 20%. Je tedy otázkou, zda výše uváděné trendy vývoje půdy na lesnicky rekultivovaných výsypkách budou obecně aplikovatelné i na lesnické rekultivace zahrnující nejen meliorační, ale i cílové dřeviny. Je možné, že díky poněkud odlišnému spektru listového opadu může být akumulace organické hmoty a následný rozvoj mikrobiální biomasy poněkud pozvolnější.

#### **4.1.2. Vývoj mykorhizních symbióz**

Růst rostlin v půdách s nepříznivými vlastnostmi je podporován jednak arbuskulárními mykorhizními houbami (AMF), které díky rozsáhlé síti podhoubí

umožňují rostlinám efektivně využívat živiny a vodu, a jednak rhizosférními bakteriemi podporující růst rostlin (PGPR), které fixují vzdušný dusík a zvyšují dostupnost živin. Rovněž aplikací různých organických hmot (chlévkový hnůj, komposty apod.) v prostředí narušených stanovišť, jako jsou např. výsypky po těžbě uhlí, lze zlepšit půdní podmínky pro růst rostlin na těchto extrémních stanovištích. GRYNDLER *et al.* (2008) však prokázal, že aplikace běžně užívaného komerčního organického kompostu na výsypkový jílový substrát má silný negativní efekt na AMF a téměř eliminuje mykorhizní kolonizaci kořenů pěstovaných rostlin (vojtěška, konopí a chrastice). Pokud je tento kompost aplikován společně s lignocelulózovým papírenským kompostem, je tento negativní vliv na AMF výrazně potlačen, avšak nedochází k prokazatelné stimulaci růstu rostlin. Přestože aplikací organických kompostů (až 500 t/ha) lze zajistit zvýšení množství nadzemní biomasy pěstovaných rostlin, dostatečných výnosů biomasy lze dosáhnout i snížením dávek organického kompostu až na 50% za současné inokulace AMF. Inokulace rostlin AMF má stimulační účinky na růst rostlin a to i navzdory zjištění, že k mykorhizní kolonizaci kořenů dochází i v původním výsypkovém substrátu bez přídavku inokulátu, tzn. mykorhizní houby jsou přítomny i v samotném jílovém substrátu. Zajímavé je zjištění, že aplikace samotného lignocelulózového papírenského kompostu nemá žádný pozitivní vliv na růst vojtěšky, ale ani žádný negativní vliv na mykorhizní kolonizaci kořenů. Navíc v kombinaci s organickým kompostem (ve stejném váhovém poměru) eliminuje negativní vliv organického kompostu na AMF. V případě inokulace PGPR nebyl prokázán žádný stimulační vliv PGPR na růst rostlin či na mykorhizní kolonizaci kořenů, což však může být způsobeno nekompatibilitou modelových rostlin a PGPR kmenů.

V případě spontánní sukcese vegetace na výsypkách nebyl prokázán významný vliv AMF na růst jednotlivých rostlinných kolonizátorů (RYDLOVÁ a VOSÁTKA 2001), ačkoliv byla pozorována kolonizace kořenů AMF. Příčinou může být skutečnost, že rostlinní kolonizátoři výsypek pocházejí z typicky nemykorhizních čeledí *Chenopodiaceae* a *Brassicaceae*. Přestože pozorovaná kolonizace kořenů AMF nemá žádný efekt na růst prvních rostlinných kolonizátorů, vytváření inokulačního zdroje v půdě je důležité pro pozdější sukcesní stádia, kdy nemykorhizní čeledi jsou střídány fakultativními a následně obligatorními mykotrofními čeledi. PŮSCHEL *et al.* (2007) poukazuje na rozdílný vliv různých druhů AMF na růst mykotrofních rostlin. V důsledku toho pak složení AMF populací může hrát klíčovou roli při sukcesním

vývoji rostlinných společenstev. Na druhou stranu rovněž mykotrofní vlastnosti rostlin ovlivňují rozvoj AMF populací, kdy přítomnost nemykorhizních druhů rostlin (*Atriplex sagittata*) dočasně snižuje mykorhizní inokulační potenciál (PÜSCHEL *et al.* 2008).

#### *Závěry a doporučení*

Výsypkové substráty obsahují AMF již v původním stavu a téměř okamžitě po nasypání mají potenciál rychle kolonizovat kořeny prvních spontánních kolonizátorů a pravděpodobně tedy i člověkem vysazovaných rostlin. Spontánní sukcese na nerekulitovaných plochách je z hlediska vývoje AMF složitým procesem, kdy velice záleží jak na složení AMF populací, tak na mykotrofii rostlinných kolonizátorů. Pokud rekultivace sleduje primárně produkční cíle (produkce nadzemní biomasy), může být cílená inokulace AMF rozumnou modifikací při aplikaci organických substrátů umožňující výrazné snížení jejich dávek při dostatečném udržení výnosů pěstovaných plodin.

#### **4.1.3. Vývoj společenstev bezobratlých živočichů**

Společenstva bezobratlých jsou obecně různorodější na lesních stanovištích výsypek, které vznikly spontánním vývojem než na těch, které vznikly lesnickou rekultivací (HENDRYCHOVÁ *et al.* 2008). Nicméně více, nežli způsob vzniku lesního porostu, má na tuto vyšší diverzitu prokazatelně větší vliv různorodost stanovištních podmínek sukcesních ploch (heterogenita terénu, mikroklíma, vlhkostní režim), jejich různorodější vegetační pokryv a členitější potravně-živinové vztahy mezi přítomnými organismy. Takové lokality pak navíc poskytují útočiště i vzácnějším druhům bezobratlých, které se na lesnických rekultivacích vůbec nevyskytují. Rozdíl je patrný i ve struktuře společenstev. Zatímco na sukcesních plochách dominují zástupci hmyzu (*Insecta*), zejména dvoukřídlých (*Diptera*) a p b šic (*Heteroptera*), na rekultivacích převažují korýši (*Crustaceae*).

#### *Brouci (Coleoptera) – střevlíkovití (Carabidae)*

Na nerekulitovaných plochách dominují v iniciálních stádiích sukcese okřídlené formy střevlíkovitých brouků, jako např. *Amara aulica* nebo *Trechus quadristriatus*, což naznačuje, že klíčovým faktorem ovlivňujícím jejich rozšiřování na výsypky jsou křídla (HEJKAL 1985). Zároveň se jedná o druhy patřící do vývojové

skupiny s larválním stádiem, které častěji obývají sušší stanoviště a jsou aktivnější v noci. Díky tomu jsou schopni vyvíjet se i v pionýrských stádiích výsypek, pro něž jsou charakteristické extrémní mikroklimatické podmínky. HENDRYCHOVÁ *et al.* (2008) srovnávala lesnický rekultivované plochy s plochami ponechanými spontánnímu vývoji a zjistila prokazatelně vyšší abundanci i diverzitu na sukcesních plochách. Příčinou však nebyl způsob rekultivace, avšak prokazatelný rozdíl v ekologických charakteristikách stanoviště jako např. přítomnost břízy a vlhkostní poměry.

#### *Mravenci (Formicidae)*

Mladší stádia spontánně se vyvíjejících výsypek (Vintířovská výsypka na Sokolovsku) nepatří mezi vyhledávaná stanoviště mravenců, jejich společenstva jsou zde druhově poměrně chudá s dominancí jednoho druhu – *Lasius niger* (FROUZ 1996). Dominanci tohoto druhu, obzvláště v iniciálních stádiích výsypek s bylinným či křovinným vegetačním pokryvem, popisují také HOLEC a ŠLAHOROVÁ (2005) a HOLEC a FROUZ (2005). *Lasius niger* je druh s širokou ekologickou valencí. Zapojené stromové patro pak zřejmě v důsledku nevhodného tepelného režimu působí na hodnoty biomasy a abundance negativně. Z hlediska druhového složení jsou pokročilá sukcesní stádia výsypkových lokalit srovnatelné s okolní krajinou. HOLEC a ŠLAHOROVÁ (2005) uvádějí z Všebořického laloku na Ústecku srovnatelné druhové složení mezi 30 – 40 let starou sukcesí na výsypce (10 druhů z celkem 12 nalezených druhů) a okolní těžbou neovlivněnou krajinou (11 druhů z 12). Dominantní druhy však vykazovaly nižší průměrné hodnoty abundance na výsypkách oproti okolní krajině. Oproti tomu FROUZ (1996) uvádí z Vintířovské výsypky na Sokolovsku výrazně druhově chudší společenstva mravenců (6 druhů z celkem 13 nalezených) ve srovnání s kontrolními lokalitami v okolní krajině (12 druhů z 13). Jelikož však FROUZ (1996) neuvádí stáří sukcesních ploch, lze tento rozpor přičítat mladšímu věku studovaných sukcesních ploch. HOLEC a FROUZ (2005) totiž potvrzují, že abundance i druhová diverzita se zvyšují se stářím sukcese. To však platí pouze pro otevřené plochy. V případě lesnických rekultivací se tyto parametry v čase významně nemění. Lesní stanoviště naopak vykazují celkově nižší druhovou diverzitu. Iničiálním stádiím lesních porostů dominuje *Lasius niger*, avšak v souvislosti se zapojováním lesních porostů a zastiňováním povrchu terénu ustupuje a objevují se lesní druhy, jako např. *Myrmica rubra*, který vyhledává padlé kmeny stromů (HOLEC a FROUZ 2005). Z hlediska zásobníku druhů (*species pool*) je většina druhů mravenců, kteří se vyskytují v okolní

krajině, schopna kolonizovat výsypková stanoviště, i když jejich výskyt zde může být poměrně vzácný (HOLEC a FROUZ 2005). Vysokou schopnost kolonizovat výsypky mají druhy *Lasius niger* a *Manica rubida*, zatímco typickými představili druhů mravenců, kteří vyloženě preferují nevýsypková stanoviště, jsou *Lasius flavus*, *Myrmica ruginodis*, *Myrmica rubra* a *Myrmica scabrinodis* (HOLEC a FROUZ 2005). *Lasius niger* při kolonizaci výsypkových stanovišť preferuje pro hnízdění plochy s řídkou vegetací, zejména okraje travnatých ploch, přičemž nejvyšší epigeická aktivita se odehrává právě uvnitř těchto ploch, což zřejmě souvisí s hledáním potravy i s mikroklimatickými podmínkami (HOLEC *et al.* 2006). Limitující vliv vysokých porostů třtiny (*Calamagrostis epigejos*) na hnízdění mravenců v pokusných dřevních hnízdech byl prokázán prakticky u všech nalezených druhů mravenců (HOLEC a FROUZ 2007). Budování zemních hnízd mravenců, pravděpodobně v důsledku transportu minerálních složek na povrch, může vést ke snižování obsahu C a N v půdě (HOLEC a FROUZ 2006). Na výsypkách byl překvapivě zaznamenán výskyt dvou horských druhů – *Formica lemni* a *Manica rubida*, které nebyly nalezeny v okolní krajině (HOLEC a FROUZ 2005).

#### *Pavouci (Araneae)*

Podobně jako u mravenců, rovněž i u pavouků sehrávají stanovištní preference klíčovou roli ve vývoji jejich společenstev na výsypkových stanovištích. HOLEC (1999) popisuje z různých olšových výsadeb na Sokolovsku (*Alnus glutinosa*) následující sukcesní vývoj společenstev pavouků. Pionýrská stádia výsadeb se semenáčky v otevřených plochách vykazovaly nejvyšší abundanci i druhovou diverzitu pavouků s dominancí nelesních expanzivních druhů (zejména čeleď *Gnaphopsidae*). S rychlým nárůstem dřevin v prvních letech dochází následně k výraznému poklesu abundance i druhové diverzity. K dalšímu mírnému nárůstu obou parametrů dochází až do stádia lesa starého cca 24 let. Pro starší, sukcesně nejvyspělejší lesní porosty s výrazně potlačeným bylinným patrem, je charakteristická nejnižší druhová diverzita i abundance ve sledované chronosekvenci. S postupným vývojem stromového patra a zastiňováním povrchu terénu mizí nelesní specialisté a pomalu nastupují typicky lesní druhy (čeleď *Amaurobiidae*). Zástupci ostatních zaznamenaných čeledí *Lycosidae* a *Linyphiidae* byli přítomni v celé chronosekvenci. Zajímavý je nálezní faunisticky cenných či vzácných druhů jako např. *Metopobactrus prominulus*, *Poecilonea variegata* nebo *Centromerita concinna*.

## Závěry a doporučení

Lokality hnědouhelných výsypek představují zajímavé biotopy pro různé skupiny bezobratlých (mravenci, pavouci), a to zvláště spontánně se vyvíjející lokality, v jejichž vývoji zůstávají ve velké míře zachovány otevřené plochy (HOLEC [1999], HOLEC a FROUZ [2005]). V případě lesnicky rekultivovaných výsypkových lokalit spějí společenstva bezobratlých k typicky lesním společenstvům, jenž v pozdějších letech vývoje, kdy dochází k potlačení bylinného patra, vykazují obecně nižší druhovou diverzitu (HOLEC [1999], HOLEC a FROUZ [2005]). Při srovnání lesních stanovišť vzniklých spontánní sukcesí s těmi, které vznikly lesnickou rekultivací, jsou společenstva bezobratlých obecně různorodější ve spontánně vyvinutých lesních porostech (HENDRYCHOVÁ *et al.* 2008). Příčinou však není způsob managementu výsypky po ukončení sypaní výsypky, avšak větší heterogenita stanovištních podmínek sukcesních ploch.

### 4.1.4. Vývoj společenstev obratlovců

#### *Obojživelníci a plazi*

Z hnědouhelných výsypek jsou popisovány výskyty čolka obecného (*Triturus vulgaris*) (DOLEŽALOVÁ a MACH [2002], VOŽENÍLEK [1999], VOJAR *et al.* [2003]), čolka velkého (*Triturus cristatus*) (DOLEŽALOVÁ a MACH [2002], VOJAR *et al.* [2003]), ropuchy obecné (*Bufo bufo*) (DOLEŽALOVÁ a MACH [2002], VOJAR *et al.* [2003]), ropuchy zelené (*Bufo viridis*) (VOJAR *et al.* 2003), ropuchy krátkonohé (*Bufo calamita*) (VOJAR *et al.* 2003), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*) (VOJAR *et al.* 2003), kuňky obecné (*Bombina bombina*) (VOŽENÍLEK 1999), skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) (DOLEŽALOVÁ a MACH [2002], VOJAR *et al.* [2003]), skokana skřehotavého (*Rana ridibunda*) (DOLEŽALOVÁ a MACH [2002], VOJAR *et al.* [2003]), skokana hnědého (*Rana temporaria*), skokana ostronosého (*Rana arvalis*) (VOJAR *et al.* 2003), skokana zeleného (*Rana kl. esculenta*) (VOJAR *et al.* 2003), a užovky obojkové (*Natrix natrix*) (VOŽENÍLEK 1999). Zatímco výskyty některých druhů jsou poměrně hojné (čolek obecný, ropucha obecná nebo skokan skřehotavý), jiné druhy se vyskytují ojediněle či vzácně (kuňka obecná, skokan štíhlý) (DOLEŽALOVÁ a MACH 2002). V rámci podkrušnohorských pánví byly rovněž pozorovány charakteristické výskyty některých druhů pro jednu či druhou oblast, jako např. ropucha



krátkonohá, skokan ostronosý a skokan zelený pro Sokolovsko; naproti tomu kuňka obecná, ropucha zelená, skokan štíhlý a skokan skřehotavý pro Mostecko (VOJAR *et al.* 2003). Po stránce druhové diverzity však nebyla zjištěna statisticky významná odlišnost mezi oběma sledovanými oblastmi. Z hlediska spontánního osidlování výsypek byla prokázána preference některých druhů k určitému stádiu výsypkového stanoviště, např. ropucha zelená upřednostňuje iniciální stadia, zatímco čolek obecný starší lokality (12 – 21 let po dosypání) s vhodnou vodní vegetací (VOJAR a DOLEŽALOVÁ 2003). Velice dobrým kolonizátorem výsypek je skokan skřehotavý, který nejprve osidluje vodní plochy při patě výsypky, odkud probíhá další kolonizace výsypky juvenilními jedinci (VOJAR a DOLEŽALOVÁ 2003).

### *Ptáci*

V průběhu sukcese nerekulitovaných výsypek dochází k postupnému nárůstu jak celkového počtu druhů, tak celkové hustoty hnízdících párů (BEJČEK a ŠŤASTNÝ 1984). Polopouštní charakter výsypek krátce po dosypání (2 až 3 roky) je vhodným biotopem pro bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*), lindušku úhorní (*Anthus campestris*) či skřivana polního (*Alauda arvensis*). Zhruba šest let po dosypání se objevují v souvislosti s nárůstem bylinného pokryvu další druhy jako např. bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), pěnice hnědokřídla (*Sylvia communis*) či linduška lesní (*Anthus trivialis*). Typickými obyvateli křovinatých stádií se souvislým travním pokryvem (cca 25 let po dosypání) jsou ůuhýk obecný (*Lanius collurio*), pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*) a linduška lesní (*Anthus trivialis*). V případě rekultivovaných výsypek je dominantním druhem mladých lesnických výsadeb (6 let po výsadbě) skřivan polní (*Alauda arvensis*). Starší lesnické rekultivace (cca 20 let staré) jsou obývány lesními druhy jako např. sýkora koňadra (*Parus major*), pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*), kos černý (*Turdus merula*) nebo budníček větší (*Phylloscopus trochilus*), zatímco druhy vázané na otevřená prostranství zde chybí. Lesnická rekultivace tak zpočátku spíše inhibuje sukcesí ptačích společenstev, avšak později akceleruje sukcesí směrem k finálnímu společenstvu (BEJČEK a ŠŤASTNÝ 1984). HENDRYCHOVÁ *et al.* (2009) prokázala, že způsob managementu ploch po těžbě, tj. sukcese versus lesnická rekultivace, je úzce provázaná s biotopovými atributy. Plochy ponechané sukcesí jsou charakteristické především větším množstvím ekotonů, což koreluje s klesajícím podílem lesního porostu, a právě tento faktor je příčinou vzrůstající diverzity ptačího společenstva na výsypkách. Z tohoto důvodu

HENDRYCHOVÁ *et al.* (2009) doporučuje ponechávat v rámci rekultivovaných ploch i úseky, které budou ponechány přirozenému vývoji, a to zejména na místech s členitým reliéfem. Při lesnických rekultivacích je pak vhodné ponechávat v lesních porostech četné otevřené plošky.

#### *Savci*

Sukcesi drobných savců na výsypkách po povrchové těžbě uhlí detailně studoval BEJČEK (1981). Čerstvě dosypané výsypky jsou nejprve osidlovány myšicí křovinnou (*Apodemus sylvaticus*). S postupem rozvoje travních porostů se objevuje hraboš polní (*Microtus arvalis*), který se nakonec stane výrazně dominantním druhem (83,6 %), přičemž myšice křovinná, která vyžaduje volný prostor s holou půdou, ubývá. Populace rejsků nevykazuje žádné výrazné změny od jejich nástupu na výsypku. Výrazný zásah do vývoje společenstev drobných savců představuje lesnická rekultivace, která akceleruje vývoj směrem k cílovým lesním společenstvům a to se odráží i ve struktuře živočichů. Přestože relativní zastoupení hraboše polního je stále vysoké (69,3 %), objevují se zde druhy typicky lesní, jako je norník rudý (*Clethrionomys glareolus*) a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), které se na nerekulitovaných výsypkách neobjevují. Díky nárůstu počtu druhů oproti nerekulitovaným plochám pak lesnické rekultivace vykazují vyšší hodnoty indexu druhové diverzity a indexu vyrovnanosti. Pozitivní vliv lesnické rekultivace na druhovou diverzitu potvrzuje také SLÁBOVÁ *et al.* (2008). Zároveň však uvádí, že ještě vyšší druhovou diverzitu oproti lesnickým rekultivacím vykazují rekultivace hydrické či mokřadní, neboť řada druhů drobných savců je vázaná právě na mokřadní biotopy. BEJČEK (1981) dospěl k závěru, že nerekulitované plochy mohou fungovat jako refugium či rezervoár populací hraboše polního, který je významným škůdcem řady zemědělských plodin, což může mít negativní vliv na zemědělské rekultivace, pokud budou okolní neobdělané plochy ponechány vlastnímu osudu. Lesnický rekultivační zásah tak představuje účinný způsob biologického boje s hrabošem polním.

Za zmínku stojí spíše kuriózní výskyt muflonů na holých výsypkách v prostoru lomu ČSA na Mostecku (KUBALA 1997). Mufloni sem sestoupili z Krušných hor zřejmě počátkem 80. let 20. století, postupně se rozrostli do takového počtu, že je jejich počet v současné době stabilizován odstřelem na úrovni 50 jedinců. Jedná se o příklad adaptace tohoto druhu na prostředí, které by z hlediska hlučnosti bylo nepřijatelné pro valnou většinu živočichů, avšak pro muflony se holé a otevřené plochy čerstvých

výsypek staly ideálním prostředím s dostatkem potravy na okolních rekultivovaných plochách.

#### *Závěry a doporučení*

Výskyt obojživelníků na výsypkách je podmíněn existencí a kvalitou vhodných vodních biotopů, které vznikají především při zakládání výsypek, ale často bývají v rámci technické rekultivace likvidovány (VOJAR a DOLEŽALOVÁ 2003). Kromě samotné existence vodních ploch na výsypkách je důležitý i jejich dostatečný počet, kdy existují téměř ideální výsypky s řadou rozmanitých vodních plošek (Hornojirětínská výsypka, severovýchodní část Růžodolské výsypky) a výsypky s velice nedostatečným poměrem vodních ploch k celkové rozloze výsypek (výsypka Malé Březno, Radovesická výsypka) (VOJAR a DOLEŽALOVÁ 2003). Vodní plošky s vyvinutou hygrotrofní vegetací poskytují útočiště nejen obojživelníkům, ale i ptákům (BEJČEK a ŠŤASTNÝ 1984) a drobným savcům (SLÁBOVÁ *et al.* 2008). Přestože i průmyslová krajina hnědouhelného dolu může nabízet zajímavé příležitosti pro hnízdní adaptace ptáků (FLOUSEK 1989), jsou to právě výsypky, kde druhová rozmanitost ptáků může dosahovat vysokých hodnot. Z hlediska podpory druhové diverzity živočišných společenstev je klíčová především heterogenita výsypkových stanovišť, tj. kombinace lesnických výsadeb, otevřených plošek bezlesí s raně sukcesními stádii a mokřadů (BEJČEK a ŠŤASTNÝ [2000], HENDRYCHOVÁ *et al.* [2009]). Jen vysoká diverzita krajinných prvků může zajistit vysokou diverzitu živočichů žijících na výsypkách.

#### **4.1.5. Vývoj rostlinných společenstev**

Základní model kolonizace výsypek jednotlivými druhy rostlin a jednotlivými životními formami rostlin popisuje PRACH (1987) z prostředí Mostecka. V počátečních letech sukcese dominují jednoletky (např. *Polygonum lapathifolium*, *Senecio viscosus*, *Chenopodium* sp.) a dvouletky (např. *Carduus acanthoides*). Po zhruba 15 letech, kdy pokryvnost dosahuje již 100%, začínají převládat víceletky (např. *Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris*), které v dalším vývoji expandují (zejména *Calamagrostis epigejos* a *Arrhenatherum elatius*). Ve většině případů nedochází na výsypkách k výraznějšímu prosazení dřevin, objevuje se většinou jen několik málo druhů (např. *Sambucus nigra* a *Betula pendula*). Vývoj dřevin je zpočátku blokován extrémními abiotickými

podmínkami výsypek a později hustě zapojeným porostem trav a pokryvnost tak dosahuje cca 10 % (PRACH [1994], PRACH a PYŠEK [1994]).

S ohledem na poměrně teplé a suché klima nepřesahuje pokryvnost dřevin na Mosteckých výsypkách 30 %, a to i v pozdějších sukcesních stádiích (PRACH *et al.* 2009a). Naproti tomu na vlhčím a chladnějším Sokolovsku je průběh sukcese poněkud odlišný. Na počátku se v menší míře uplatňují jednoletky, většinou se hned začnou šířit druhy vytrvalé a zároveň se mnohem lépe uchycují dřeviny.

Rychlost sukcese může být pomalejší na sušších vrcholcích terénních nerovností a jižních svazích, zatímco na písčítých či štěrkových substrátech bývá sukcese zase rychlejší (PRACH *et al.* 1999). Výše popsany sled sukcese se odehrává na většině typů reliéfu s výjimkou zamokřených depresí a příkrých svahů. Zamokřené deprese na výsypkách bývají brzy osidlovány orobincem širokolistým (*Typha latifolia*), který je později nahrazován rákosem obecným (*Phragmites australis*). Jezírka v terénních depresích bývají zpočátku oligotrofní, avšak poměrně rychle se eutrofizují rostlinnými zbytky z okolí (PŘÍKRYL 1999). Příkré nestabilní svahy mohou být úspěšně osidlovány pouze druhy se schopností vegetativního rozšiřování, jako např. podběl lékařský (*Tussilago farfara*).

V případě lesnické rekultivace je pro vývoj lesního podrostu určující druh vysazovaných lesních dřevin, neboť různé lesní dřeviny mají různě intenzivní vliv na vývoj půdy, která ovlivňuje vývoj podrostu (MUDRÁK *et al.* 2010). Nicméně v případě, že půdní podmínky jsou velice příznivé, vývoj lesního podrostu tomu neodpovídá, neboť dochází k rychlému zápoji zejména třtiny (*Calamagrostis epigejos*), která pak blokuje ostatní druhy rostlin.

První lesnické rekultivace byly prováděny již ve 40-tých létech 20. století (DIMITROVSKÝ a ŠTRUDL 2000), přičemž se k tomuto účelu používaly převážně přípravné dřeviny prakticky s vyloučením jehličnanů z důvodu extrémních průmyslových imisí (ŠTÝS 2001). Nicméně i v lesnicky rekultivovaných plochách se po ukončení pěstební péče uplatňuje sukcesní vývoj, kdy se do vysázených lesních porostů šíří další dřeviny, což může vést ke vzniku ekologicky cenných ekosystémů. Typickým příkladem je Kopistská výsypka na Mostecku, která byla lesnicky rekultivována v 60. až 70. letech 20. století a v současné době funguje jako regionální biocentrum v rámci územního systému ekologické stability (LIPSKÝ 2007). Skutečnou příčinou úspěšné proměny antropogenní výsypky až k významnému ekostabilizačnímu

krajinnému prvku však může být i skutečnost, že povrch výsypky zůstal nepravidelně zvlněný s množstvím drobných bezodtokých sníženin, což vytvořilo velice heterogenní stanovištní prostředí.

Z hlediska růstové dynamiky i mortality dosahují nejlepších výsledků na výsypkách olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a javory (*Acer* sp.), nízkou dynamiku růstu vykazují lípy (*Tilia* sp.) a dub letní (*Quercus robur*) a vysokou míru poškození a mortality prokazují jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) a jeřáb ptačí (*Sorbus acuparia*) (KUPKA a DIMITROVSKÝ 2006). Mezi dřeviny s příznivou růstovou vitalitou patří také modřín opadavý (*Larix decidua*) a topol osika (*Populus tremula*) (ČERMÁK *et al.* 2000b). Na základě poznatků o růstové vitalitě dřevin vysazovaných na výsypkách byl pak koncipován optimální způsob zakládání lesních porostů, kdy nejefektivnějším způsobem je souběžná výsadba dřevin pomocných a hlavních ve skupinách různých tvarů o výměře 0,2 až 0,4 ha (ČERMÁK *et al.* 2000b).

#### *Závěry a doporučení*

Hnědouhelné výsypky představují stanoviště, které mají téměř stoprocentní potenciál spontánní obnovy. Pokryvnost vegetace dosahuje 100% cca po 15 letech a po cca 30 letech se vyvíjí pozdní sukcesní stádium hustých porostů trav a roztroušených dřevin, které je dlouhodobě stabilní (PRACH 2003). PECHAROVÁ *et al.* (2000) definuje pro Sokolovské výsypky tři typy potenciální lesní vegetace (mokřadní olšiny, acidofilní doubravy, borové doubravy), avšak jejich dosažení je většinou podmíněno cíleným rekultivačním zásahem. Diskutovanou otázkou zůstává, zda obnova výsypek má probíhat nákladnou lesnickou rekultivací ve snaze dosažení hypotetických potencionálních lesních společenstev, či zda by nebylo vhodnější více prosazovat levnější způsob usměrňované sukcese, který bude ukončen dlouhodobě stabilní lesostepní vegetací. Lesnická výsypka sice akceleruje vývoj ke konečnému lesnímu biotopu, avšak blokované lesostepní formace jsou útočištěm pro řadu ochránářsky zajímavých druhů živočichů a z tohoto důvodu je žádoucí je alespoň v určité míře zachovat (BEJČEK *et al.* 2006).

## **4.2. MOŽNOSTI VYUŽITÍ PŘÍRODNÍCH OBNOVNÍCH PROCESŮ**

### **4.2.1. Ekologie obnovy jako východisko pro obnovu krajiny**

Podle definice Mezinárodní společnosti pro ekologickou obnovu (*Society for Ecological Restoration International*) je ekologická obnova procesem asistované obnovy ekosystému, který byl degradován, poškozen nebo zničen (PRACH 2009). Zatímco termín „ekologie obnovy“ se používá pro pojmenování teoretického vědního oboru, pojmem „ekologická obnova“ se pak označuje uplatňování těchto teoretických poznatků v praxi. Klíčovým aspektem ekologie obnovy je společenský kontext této vědní disciplíny, neboť jen ten může zaručit dlouhodobou udržitelnost jakýchkoli prováděných opatření ekologické obnovy. A právě otázka udržitelnosti je klíčová při plánování ekologické obnovy.

#### *Cíle ekologické obnovy*

Jedním ze základních cílů ekologické obnovy je ochrana a podpora biodiverzity (HARRIS a van DIGGELEN 2006). Zatímco biodiverzita může být chápána na několika úrovních: i) genetická, ii) druhová, či iii) ekosystémová, nejčastěji je pod tímto termínem myšlena biodiverzita druhová. V tom případě však musíme vycházet z předpokladu, že známe všechny druhy, alespoň ve studovaném území. To samozřejmě není pravda, neboť se odhaduje, že je popsána pouhá osmina všech organismů (GROOMBRIDGE a JENKINS 2000). V praxi se tento problém často řeší tak, že se vybere určitá cílová skupina organismů, ke které se pak biodiverzita vztahuje. Tento přístup může přinášet řadu úskalí. Organismy, které jsou mobilní, jako např. ptáci, osidlují území rychleji než méně mobilní organismy, jako např. rostliny. Pokud je pak cílem obnovy biodiverzita ptáků, projekt se může jevit jako velice úspěšný, i když pomalejší vývoj rostlinných společenstev tomu neodpovídá. Maximální biodiverzita, ve smyslu maximální druhové pestrosti, proto nemůže být jediným cílem ekologické obnovy. Někdy dokonce stádium mezistupně může být druhově bohatší než konečné stádium.

Při plánování jakéhokoli projektu ekologické obnovy je potřeba si na začátku nejprve stanovit, nakolik ambiciózní má projekt být, tj. jakého stupně obnovy degradovaného ekosystému vlastně chceme dosáhnout. V podstatě rozeznáváme tři základní stupně ekologické obnovy (HARRIS a van DIGGELEN 2006). Tím nejvíce ambiciózním je skutečná obnova (*restoration*), kdy rekonstruujeme původní ekosystém.

Zásadním problémem takového přístupu je udržitelnost, neboť cíl obnovy založený na obnově původních ekosystémů nerespektuje současné, většinou pozměněné podmínky, a je tudíž velice pravděpodobné, že takový ekosystém nebude trvale udržitelný. Druhou volbou je rehabilitace (*rehabilitation*), která obnáší obnovení ekologických funkcí ekosystému a tedy vytvoření přírodnějšího prostředí, nemusí však nezbytně přinést významný nárůst biodiverzity. Třetí možností je napravení či rekultivace (*reclamation*). Definice tohoto termínu (BRADSHAW 2002), která zní: „náprava půdy do stavu vhodného po kultivaci“, předznamenává rozsah tohoto stupně obnovy, který spočívá zejména v nápravě fyzikálně-chemických podmínek půdy. Zjednodušeně si lze představit, že mezi degradovaným a nenarušeným ekosystémem existují dvě hlavní bariéry, které musí ekologická obnova překonat (HOBBS a HARRIS 2001). Rekultivace, spočívající zejména v nápravě abiotických podmínek, překonává první bariéru – abiotickou. Rehabilitace, spočívající ve zlepšení ekologických funkcí, nemusí překonávat žádnou bariéru. Druhou bariéru – biotickou musí překonat až skutečná obnova, při které se podstatným způsobem vylepšuje biodiverzita. Ačkoliv čistě technicky může být někdy možné skutečně obnovit původní ekosystém, i když spíše v menším měřítku a za vysokých nákladů, obecně přístup skutečné obnovy není realizovatelný na úrovni krajiny. Často bývá jedinou realistickou variantou pouhá rekultivace a zlatou střední cestou, většinou společensky akceptovatelnou, je pak rehabilitace.

Jak již bylo uvedeno, cílem ekologické obnovy není pouze obnova biodiverzity. Ekologická obnova si klade za cíl obnovu ekosystémových funkcí a služeb, které následně zajistí udržitelnost obnoveného či napraveného ekosystému. Jakým způsobem tedy stanovit cíl obnovy? Pokud usilujeme o skutečnou obnovu, pak musíme vycházet z referenčního ekosystému. V případě, že cílem je rehabilitace či rekultivace, doporučuje se stanovit, jaké funkce či služby ekosystému chceme obnovit, a to nejlépe na základě vybraného referenčního ekosystému. Jako referenční ekosystém lze použít buď historický nebo současný ekosystém (HARRIS a van DIGGELEN 2006). V případě historického referenčního ekosystému může být prvotním problémem získání popisných informací o původním ekosystému a navíc někdy dochází ke vzniku tzv. syndromu pohyblivého cíle (*moving-target syndrome*). Je totiž otázkou, má-li být naším cílem původní ekosystém (před degradací) nebo ekosystém, který by se potenciálně vyvinul, pokud by nedošlo k degradaci. Praktičtější potom může být přístup využívající

současného referenčního ekosystému, který vychází z předpokládaného vývoje ekosystému za současných podmínek a tím zároveň řeší problém syndromu pohyblivého cíle. Posledním přístupem je definování cílových funkcí ekosystému, kterých chceme dosáhnout (např. primární produkce, hydrologický režim apod.) a dosažení těchto funkcí nám signalizuje úspěšnost projektu. Každý projekt ekologické obnovy by měl zahrnovat monitoring, který nám umožní sledovat dosažení cílových parametrů a celkovou úspěšnost ekologické obnovy. Pro monitorování úspěchu ekologické obnovy doporučují RUIZ-JAEN a AIDE (2005) sledovat minimálně dva parametry v každém ze tří atributů ekosystému (diverzita, struktura vegetace a ekologické procesy), např. v případě diverzity minimálně dvě skupiny organismů nejlépe na různých trofických úrovních.

Z tohoto důvodu je naprosto nezbytné porozumění základním ekologickým vztahům v zájmových ekosystémech. Základní cíle obnovy lze shrnout do čtyř bodů (PRACH 2009):

- 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.

#### **4.2.2. Přirozená sukcese jako nástroj ekologické obnovy**

Sukcese je součástí prakticky jakékoli ekologické obnovy (PRACH 2009), a to zcela spontánní nebo jen mírně usměrňovaná. V narušené krajině střední Evropy lze rozlišit dva odlišné sledy sukcese, někdy označované jako ruderální a neruderální (PYŠEK *et al.* 2001). Ruderální typ sukcese se odehrává na člověkem silně narušených stanovištích a v jejím průběhu se nejprve uplatňují ruderální jednoletky, které jsou později střídány ruderálními trvalkami, zatímco neruderální typ je typický pro méně narušená, většinou lesní stanoviště na kyselých, vlhčích a živinově chudších půdách, přičemž zde od samého počátku převažují klonální vytrvalé rostliny (PRACH *et al.* 2001b). V České republice lze principy ekologické obnovy uplatnit při obnově ekosystémů na těžbou narušených stanovištích (PRACH *et al.* 2009a), při obnově travinných porostů na orné půdě či degradovaných lučních porostů (PRACH *et al.* 2009b) nebo obnově přirozenější skladby lesních porostů (PRACH *et al.* 2009c).



V prostředí hnědouhelných výsypek představuje sukcese tzv. primární sukcesí, neboť se odehrává na deponovaných nadložních zeminách, tedy substrátu, který není kolonizován žádnými organismy a neobsahuje téměř žádné diaspory. Doba sukcesního vývoje v tomto prostředí od zahájení do vzniku pozdního sukcesního stádia, které má polopřirozený charakter a dlouhodobější stabilitu, je cca 30 let (PRACH 2003). Druhy typické pro tuto polopřirozenou vegetaci otevřených luk, případně lesostepních formací, lze považovat z hlediska ekologické obnovy za druhy cílové.

Základním předpokladem úspěšnosti jakéhokoli projektu ekologické obnovy je pochopení zákonitostí přirozené sukcese s cílem predikovat směr sukcesního vývoje, přičemž lze vycházet z celé řady komparativních studií napříč geografickými a ekologickými gradienty (PRACH 2003). V obecné rovině je „ideálním“ dominantním kolonizátorem vysoká, anemogamní rostlina, nejlépe geofyt schopný laterálního růstu (PRACH a PYŠEK 1999). V případě usměrňované sukcese je nezbytné znát vlastní průběh spontánní sukcese jako např., v kterém stádiu je vhodné introdukovat cílové druhy s ohledem na minimalizaci abiotických faktorů či konkurenčního prostředí spontánně vyvinutých druhů, nebo v kterém stádiu je žádoucí provést eliminaci nežádoucích spontánně vyvinutých druhů jako např. invazivních rostlin (PRACH *et al.* 2001a). Analýzou 15 sukcesních řad na různých typech narušených stanovišť byly identifikovány pouze dva environmentální faktory, které mají prokazatelný vliv na změny vegetace v průběhu sukcese, a to pH substrátu a klima (PRACH *et al.* 2007). Jedná se o parametry, které jsou snadno měřitelné a tak se mohou stát dobrým vodítkem při plánování projektů ekologické obnovy.

Úspěšná spontánní obnova je pravděpodobnější v územích méně narušených, kde se v okolní krajině vyskytuje dostatečné množství cílových druhů, které mohou narušené místo kolonizovat (PRACH 2009b). Klíčovou roli hrají zdroje diaspor v blízkém okolí a intenzita jejich přenosu, a proto by sukcese měla být vždy posuzována v krajinném kontextu (PRACH a ŘEHOUNKOVÁ 2006). NOVÁK a KONVIČKA (2006) uvádějí, že přenos diaspor z nenarušených biotopů v okolí čedičových lomů může probíhat až ze vzdálenosti 100 m, a proto by měl být kladen zvláštní důraz na ochranu a zachování biotopů v bezprostřední blízkosti těžebních lokalit. Na Mostecku se nabízí možnost pronikání xerofilní květeny Českého středohoří na výsypky, které mnohdy pronikají do těsného sousedství (až do vzdálenosti 200 m) roztroušených čedičových či znělcových vrchů (SLÁDEK 1990). Mikroklimatické i hydrologické

podmínky výsypek analogické k podmínkám panujícím na vrších Českého středohoří opravňují k předpokladu, že na extrémně suchých a vyhřívaných místech výsypek může přirozená sukcese vést ke vzniku klimaxové stepi.

#### *Přirozená sukcese versus technická rekultivace*

V současné rekultivační praxi převládá využití technických rekultivací, které obnáší řadu technických a biotechnických opatření počínaje terénními úpravami povrchu výsypky (srovnání terénu, svahování apod.) a např. v případě lesnické rekultivace 10-ti letou pěstební péčí o lesní sazenice konče, přičemž celkové náklady na rekultivaci 1 ha lesnické rekultivace, včetně provedení terénních úprav, se pohybují od 1,9 mil. Kč až do 2,2 mil. Kč (KABRNA a ŘEHOŘ 2007). Technická rekultivace tak umožňuje obnovu vegetace mnohem rychleji ve srovnání s přirozenou sukcesí (WALI 1999). Vegetace vzniklá rekultivací však nedosahuje takové druhové diverzity, jaké je dosahováno spontánní sukcesí (HODAČOVÁ a PRACH 2003). Spontánní sukcese může být rozumnou alternativou technické rekultivace obzvláště na stanovištích s mírnějšími environmentálními podmínkami a tam, kde nehrozí negativní projevy jako eroze, sesuvy či negativní estetické vnímání (PRACH a HOBBS 2008). PRACH a HOBBS (2008) uvádějí následující výhody a nevýhody spontánní sukcese:

#### Výhody:

- kolonizující druhy jsou dobře adaptovány na stanovištní podmínky a nevyžadují dodatečnou péči,
- přírodní hodnota spontánně vzniklých ekosystémů je obvykle vyšší oproti rekultivacím,
- sukcesní stádia poskytují útočiště nejrozličnějším druhům fauny i flóry,
- spontánní sukcese je levnější.

#### Nevýhody:

- pomalý postup k cílovému stádiu za určitých okolností (rozsáhlá plocha narušeného stanoviště, omezený přenos diaspor, ruderalní vegetace v okolí),
- chybějící kontrola průběhu spontánní sukcese v iniciálních stádiích.

Z výše uváděných důvodů je spontánní sukcese žádoucí zejména na prostorově méně rozsáhlých narušených stanovištích, které jsou obklopeny přirozenou vegetací. Naopak technické rekultivace se jeví jako odůvodnitelné na stanovištích s extrémními stanovištními podmínkami, které vyžadují nejprve provedení nezbytných sanačních či melioračních opatření. Technické rekultivace mohou být rovněž preferovány v případě, že cílem obnovy jsou produkční funkce krajiny (hospodářský les, orná půda). Nicméně výsadba sazenic prováděná v rámci technické rekultivace bývá často spojena s faktem, že druhová skladba výsadeb nemusí vždy plně odpovídat stanovištním podmínkám a v důsledku toho jsou vyžadovány péstební zásahy s cílem podpořit nedostatečný růst sazenic, potlačit jejich vysokou mortalitu, náchylnost k nemocím či poškozování zvěří.

## 5. KOMENTÁŘ K PRACÍM

Povrchová těžba hnědého uhlí v České republice je od 50-tých let 20. století jedním ze zásadních krajinnotvorných činitelů v pánevních oblastech severozápadních Čech. Lomový způsob těžby hnědého uhlí se systémem ukládání nadložních zemin do vnějších výsypek vytvořil v pánevní krajině stovky hektarů nových ploch s diverzifikovanými stanovištními podmínkami. Již od samého počátku rozvoje lomového způsobu dobývání se rovněž vyvíjel proces řízené obnovy narušených ploch, tzv. rekultivací. Na základě postupně získávaných zkušeností byla vypracována ucelená a propracovaná metodika rekultivací (ŠTÝS *et al.* 1981, DIMITROVSKÝ 1999, ŠTÝS 2001; TISCHEW 2004).

Rekultivace těžbou narušeného území má v hnědouhelných revírech střední Evropy dlouhou tradici a povinnost navracet devastované plochy zpět k využití byla zakotvena v příslušných horních zákonech již na samém počátku velkolomového dobývání. V bývalém Československu byla povinnost rekultivace uložena těžebním organizacím v roce 1957 (ŠTÝS 2001), v bývalé NDR byla povinnost okamžitého navrácení těžbou dotčených ploch legislativně zakotvena v roce 1969 (WERNER 1973), ve Spojeném království v roce 1981 nebo ve Spojených státech amerických v roce 1977 (TOMLINSON 1984).

Někdy cíleně, někdy spíše náhodou byly také části zakládaných výsypek ponechávány spontánnímu vývoji (např. Albrechtická výsypka a Hornojiřetínská výsypka na Mostecku, nebo Radovesická výsypka na Teplicku). To dalo příležitost přirozenému vývoji rostlinných i živočišných společenstev, které samozřejmě nezůstaly mimo zájem vědců a výzkumníků. V současné době je k dispozici celá řada publikovaných poznatků (viz **článek I**) z domácího prostředí o přirozeně se vyvíjejících společenstvech na výsypkových lokalitách (BEJČEK a ŠTASTNÝ 1984, PRACH a PYŠEK 2001, HODAČOVÁ a PRACH 2003, VOJAR 2006, VOŽENÍLKOVÁ 2003 a další). Další přehled o problematice přináší také HENDRYCHOVÁ (2008). Rovněž existuje řada zahraničních studií z prostředí lomů a výsypek. Živočišná společenstva studovali např. VAN AARDE *et al.* (1996) v prostředí povrchových lomů písčitých dun v jižní Africe, PARMENTER a MACMAHON (2009) na otevřených travnatých plochách po těžbě uhlí ve Wyomingu, či NICHOLS a NICHOLS (2003) mladá sukcesní stadia v jihozápadní Austrálii. Naopak rostlinnými společenstvy se zabývali např. HÜTTL a WEBER (2001) v oblasti Lužice, WALI (1999) v prostředí severoamerických

prérií, KENT (1982) na plochách po hlubinné těžbě v Anglii, nebo CHAMBERS *et al.* (1994) ve fosfátových lomech v USA.

Jak ukazuje **článek I**, lze velice zjednodušeně konstatovat, že spontánní sukcese může vést k vývoji ekosystémů, jejichž biodiverzita je vyšší ve srovnání se stejně starými ekosystémy, které vznikly technickou rekultivací<sup>1</sup>. Alespoň ve vědeckých kruzích není sporu o tom, že sukcese, jako jedna z forem ekologické obnovy, je rozumnou alternativou k dosud převažujícím technickým rekultivacím (BRADSHAW 1997, WIEGLEB a FELINKS 2001a, DWORSCHAK 2003, PRACH 2006, PRACH 2009a). Spontánní či usměrňovaná sukcese vede k obnově stanovišť cenných z pohledu ochrany přírody (WIEGLEB a FELINKS 2001a). Takové stanoviště fungují jako refugia pro vzácné či ohrožené druhy organismů, představují vzácný prvek v jinak kulturní krajině střední Evropy, tvoří nášlapné kameny pro kolonizaci post-těžební krajiny a mohou být i estetickým oživením rekultivované krajiny (SCHULZ a WIEGLEB 2000). Sukcese má ve srovnání s tradiční technickou rekultivací určité přirozené atributy, které je zapotřebí si uvědomit, neboť jejich neznalost může u laické veřejnosti vést k pocitu nenaplnění falešných očekávání. Sukcese, na rozdíl od tradiční rekultivace, vede ke vzniku neuniformní a neorganizované krajiny ve srovnání s uhlazenými trávníky a pravidelnými výsadbami lesnických rekultivací; druhové složení spontánně se vyvíjejících společenstev nelze stoprocentně předvídat, neboť je závislé na imigraci druhů z okolí ve srovnání s předem definovanou skladbou dřevin lesních výsadeb; tzn. sukcese je závislá na mnoha stochastických faktorech a interakcích a její výsledek je proto variabilní a jen z části predikovatelný (BRADSHAW 2000).

**Článek I** přináší celou řadu vědeckých důkazů o prospěšnosti a účelnosti sukcese při vytváření rozmanitější post-těžební krajiny. V České republice však při obnově těžbou narušené krajiny zcela dominuje technická rekultivace (ŠTÝS 2011). Kde hledat příčinu nedostatečného uplatnění sukcese v současné rekultivační praxi? Odpovědí může být několik. ŘEHOUNEK (2010) upozorňuje na nedokonalou a mnohdy těžko prosaditelnou legislativu a zároveň určitou zastaralost rekultivačních plánů a z nich plynoucí zaběhané postupy rekultivace. PRACH (2006) vidí příčiny

---

<sup>1</sup> ve *vědeckém pojetí* se pojmem „technická rekultivace“ označuje způsob obnovy těžbou narušené krajiny s využitím uceleného sledu technických a biologických opatření; naproti tomu v *rekultivačním pojetí* se tento pojem běžně používá pouze pro technickou etapu rekultivace (terénní úprava plochy, komunikační zpřístupnění a odvodnění atd.), zatímco následná etapa se označuje jako „biologická rekultivace“ (vlastní ozelenění plochy a pěstební péče); v této práci se tento pojem používá ve vědeckém pojetí

v nízké úrovni ekologického vzdělání, převládání konzervativního způsobu myšlení a v neposlední řadě skutečnosti, že technické rekultivace jsou výhodným byznysem pro četné rekultivační firmy. Netechnické způsoby obnovy jsou také znevýhodňovány národní legislativou na ochranu životního prostředí (PRACH *et al.* 2011). Příčinou může být i chybějící komunikace mezi výzkumem a rekultivační praxí (CABIN *et al.* 2010). Obnova těžbou narušené krajiny se dotýká mnoha zájmových skupin, které mají různé potřeby a různá očekávání. Patří mezi ně těžební společnosti, státní správa, projektanti, výzkumníci, obyvatelé obcí v okolí lomů a výsypek či neziskové organizace. Zatím se ukazuje, že výměna znalostí mezi těmito zájmovými skupinami není dostatečná (TISCHEW a KIRMER 2007). Nedostatečná komunikace mezi vědci, rekultivátory a státní správou bylo mimo jiné i důvodem konání debaty o možnostech aplikace rekultivačního výzkumu do praxe právě s důrazem na spontánní sukcesí (HENDRYCHOVÁ a KABRNA 2008). Tato debata svým způsobem „odstartovala“ řadu dalších odborných diskuzí a seminářů organizovaných neziskovou organizací Calla, které následně vedly k formulaci stanoviska vědců a dalších zainteresovaných osob, v němž je požadováno vymezit alespoň 20 % narušeného území, které by mělo být ponecháno přírodě blízké obnově (STEJSKAL 2009). V sousedním Německu v dolnolužickém hnědouhelném revíru je legislativně zakotveno, že alespoň 15 % z těžbou narušeného území bude ponecháno pro účely ochrany přírody (SCHULZ a WIEGLEB 2000).

V této souvislosti je potřeba si uvědomit, jakým způsobem laická veřejnost sukcesí vnímá. Za zmínku stojí například několik článků v tisku (BRABEC 2009, ŠŮRA 2008, ŠŮRA 2011), kde je sukcese prezentována jako ponechání narušeného území přírodě, ať si sama poradí. Přestože ve své podstatě se jedná o základní předpoklad přirozené sukcese, takový způsob prezentace může být vnímán i poněkud nežádoucím způsobem. A to tak, že se „těžař“ jednoduše zbavuje své zákonné povinnosti těžbou narušenou krajinu rekultivovat. Přestože zmiňované články v tisku vlastně propagují sukcesí na úkor tradiční rekultivace, mohou nakonec vyvolat opačný efekt, a to zejména mezi obyvateli žijícími v okolí hnědouhelných lomů, kteří chtějí, aby namísto lomů a výsypek vzniklá „hezká“ rekultivace a nikoli „ošklivá“ divočina.

Tímto rozporným vnímáním sukcese byl motivován i **článek II**. Jeho cílem bylo poukázat na vědecké pozadí přirozené sukcese a rovněž na skutečnost, že sukcese je jedním z mnoha nástrojů ekologické obnovy. Z vlastních zkušeností mohu potvrdit, že

pojem „sukcese“, kterým se často zjednodušeně zastřešuje celá problematika širšího uplatňování principů ekologické obnovy na hnědouhelných výsypkách, má možná tendenci dostat stejného osudu jako pojem „ekologie“, jehož význam je dnes velice zprofanovaný a často se používá v pejorativním smyslu.

Při obnově těžbou narušené krajiny se v zásadě rozlišují dva rozdílné přístupy: technická rekultivace a přirozená sukcese (TROPEK *et al.* 2011). Diskuze mezi zastánci obou těchto přístupů však někdy navozuje dojem, že správná je pouze jedna cesta – buďto krajinu rekultivovat anebo ji opustit a ponechat samovolnému vývoji. A to je možná dalším důvodem, proč sukcese, potažmo ekologická obnova v širším slova smyslu, nenašla zatím větší uplatnění při obnově hnědouhelných výsypek. **Článek II** proto zdůrazňuje, že je potřeba zaměřit se nejprve na dva základní aspekty obnovy; tím prvním je budoucí účel obnovovaného ekosystému, kterého má být obnovou dosaženo, druhým je pak požadovaná rychlost obnovy tohoto ekosystému. Podle toho se pak zvolí ten nejvhodnější způsob obnovy, přičemž oba přístupy je možné kombinovat.

Tradiční vnímání rekultivací hnědouhelných výsypek sleduje čtyři základní cíle, podle kterých se rekultivace také člení na i) lesnickou, ii) zemědělskou, iii) hydrickou, a iv) ostatní. Je potřeba však zdůraznit, že i klasická lesnická rekultivace, ve smyslu výsadby a následné péče o lesní sazenice, která se běžně provádí na hnědouhelných výsypkách, odpovídá základní definici ekologické obnovy, neboť jejím účelem je asistovaná obnova lesního ekosystému. Mezi ekologickou obnovou a přirozenou sukcesí není rovnítka, naopak přirozená sukcese je pouze jedním z nástrojů ekologické obnovy. V jejím důsledku vzniká v našich zeměpisných podmínkách rovněž lesní ekosystém i bez zásahu člověka. Pokud by sukcese měla hrát větší roli při rekultivaci výsypek, pak její role bude klíčová zejména při obnově lesních, případně lučních či mokřadních ekosystémů.

Současná lesnická rekultivační praxe zahrnuje sled technických a biologických opatření počínaje terénními úpravami povrchu výsypky (srovnání terénu, svahování apod.), přes výsadbu lesních sazenic až po pěstební péči o sazenice (KABRNA a ŘEHOŘ 2007). Je-li tedy účelem rekultivace rychlá obnova lesních porostů, je lesnická rekultivace tím nejvhodnějším řešením. Pokud však rychlost rekultivace není primárním kritériem, přirozená sukcese může být rozumnou alternativou ke klasickým lesnickým rekultivacím (FROUZ *et al.* 2007b). Spontánní sukcese bývá doporučována obzvláště na stanovištích, jejichž environmentální

podmínky nejsou příliš extrémní a také tam, kde nehrozí rozsáhlé negativní projevy na okolí jako např. eroze, sesuvy, kontaminace či negativní estetické vnímání (PRACH a HOBBS 2008). Pokud se však zmiňované negativní jevy vyskytují v menším rozsahu a nepředstavují závažná environmentální rizika, mohou i taková stanoviště být ponechána spontánní sukcesi, neboť mohou představovat zajímavé a ojedinělé biotopy s výskytem vzácných či chráněných druhů vázaných právě na extrémní stanovištní podmínky.

Cílem **článku II** bylo jednak udělat určitou „osvětu“ mezi nevědeckou veřejností o ekologii obnovy a jejích principech, ale zároveň upozornit na specifčnost území narušených velkolomovou těžbou hnědého uhlí. Není sporu o tom, že plošně omezené těžebny, jako jsou např. kamenolomy, které mají navíc i přímou návaznost na okolní těžbou nenarušenou krajinu, mají jedinečný potenciál pro uplatnění sukcese jako jediného způsobu jejich nápravy. Nicméně v případě plošně rozsáhlých, těžbou devastovaných území, jakou jsou např. hnědouhelné výsypky po povrchové těžbě uhlí, může být otázkou, jak velký podíl by přirozená či usměrňovaná sukcese měla zaujímat, neboť nikdy nebude jediným způsobem jejich obnovy. Hnědouhelné výsypky mají sice schopnost obnovy formou sukcese na téměř celé své ploše, snad s výjimkou fyto toxických ploch, je potřeba si uvědomit i ostatní aspekty obnovy tohoto rozsáhlého území. Je nezbytné zohlednit např. společenské aspekty (požadavky na územní rozvoj obcí), legislativní aspekty (požadavky na navrácení půdy pro zemědělství a lesnictví), báňsko-technologické aspekty (požadavky na tvarování výsypek a jejich stabilitu), majetkoprávní aspekty (požadavky na různé formy předání rekultivovaných pozemků cílovým vlastníkům), ekonomické a daňové aspekty (platba odvodů za zábory, daně z pozemků, tržní ceny rekultivovaných pozemků) a celou řadu dalších souvislostí.

**Ze závěrů článku I lze vyvozovat, že sukcese má neoddiskutovatelný potenciál k významnému zvýšení biodiverzity post-těžební krajiny za předpokladu, že budou dodrženy nezbytné podmínky pro její efektivní uplatnění (zejména zachování členitosti povrchu výsypek). Článek II pak konstatuje, že sukcese se může stát nedílnou součástí stávající rekultivační praxe, avšak musí být chápána jako jeden z možných nástrojů obnovy krajiny a musí být správně porozuměno výhodám a nevýhodám jejího uplatnění s ohledem na stanovený cíl a rychlost obnovy daného území.**

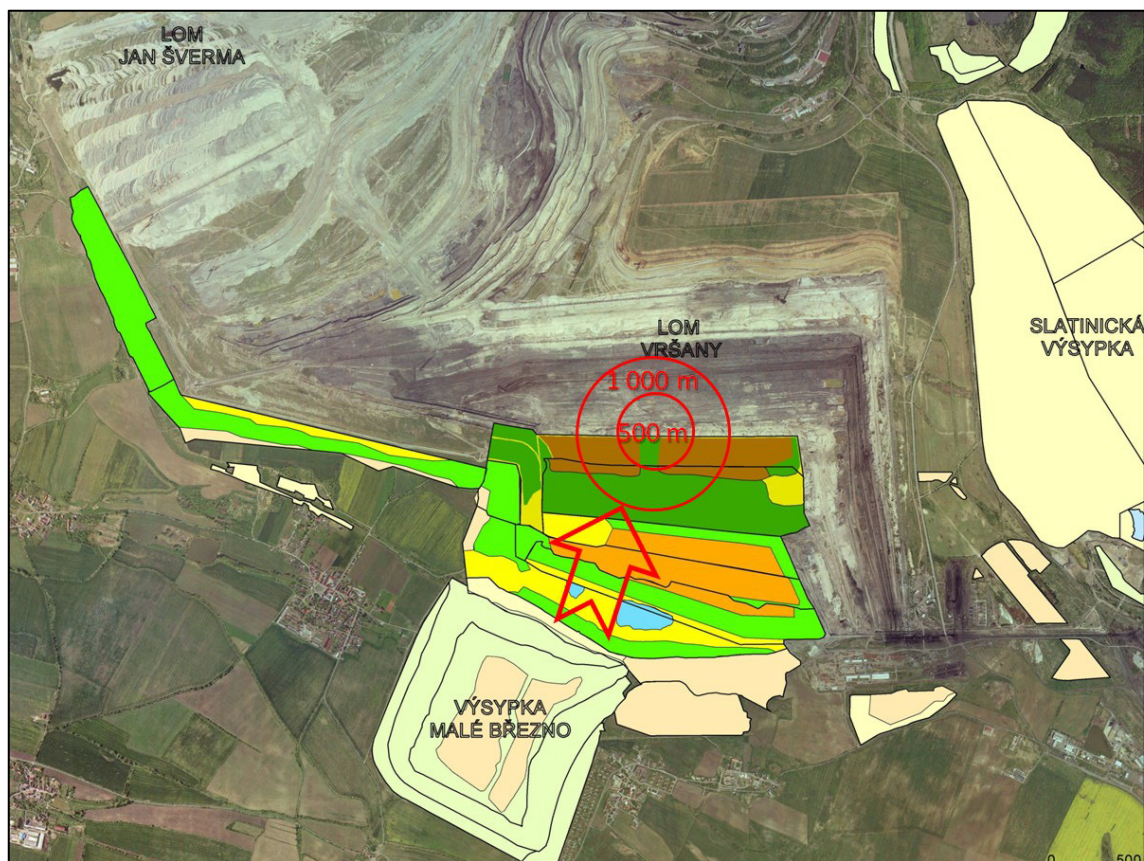
Ačkoliv se na první pohled může zdát, že v otázkách uplatnění sukcese při obnově hnědouhelných výsypek již na vše „bylo odpovězeno“, existuje ještě několik



otevřených otázek. Jednou z nich je využitelnost sukcese v současném schématu výsypkového hospodářství.

Převážná většina výzkumných poznatků o sukcesi pochází ze starších výsypkových lokalit, a to zejména z tzv. vnějších výsypek, které byly situovány do těžbou nenarušené krajiny. Díky tomu byly v bezprostředním kontaktu s existujícími ekosystémy, odkud se potencionální kolonizátoři mohli šířit do nově vznikajících stanovišť. Kolonizující organismy se musí na výsypky dostat imigrací, přičemž rychlost a úspěšnost závisí na celé řadě faktorů, mj. na prostupnosti krajiny (tj. probíhající rekultivované plochy) a interakci s organismy na daném místě již usazenými (tj. travní druhy zavlečené např. v rámci zatravnění) (WIEGLEB a FELINKS 2001b).

V současnosti již povrchové lomy v severních Čechách nezakládají nadložní zeminy do vnějších výsypek. Výsypkové hospodářství všech hnědouhelných lomů je založeno na ukládání zemin do tzv. vnitřních výsypek, tj. vyuhleného prostoru povrchového lomu. Např. v případě povrchových lomů Šverma/Vršany a ČSA na Mostecku již existují vnitřní výsypky v délce 1 až 1,5 km, jejichž nejstarší výsypkové etáže jsou již rekultivované a na dalších etážích rekultivace probíhají. Jak je patrné ze situace lomu Vršany (Obr. 1), vnitřní výsypky jsou prostorem, který je do značné míry izolován od původní těžbou nenarušené krajiny, a to buď vlastní jámou povrchového lomu s aktivním báňským provozem nebo plochami s ukončenou či probíhající rekultivační činností. Organismy se na vnitřní výsypku mohou dostat buď přes rozsáhlou a otevřenou jámu povrchového dolu, nebo přes rekultivované plochy vnitřní výsypky, případně přes boční svahy lomu, podél kterých vnitřní výsypka většinou postupuje.



**Obr. 1.** Situace lomu Vršany s postupující vnitřní výsypkou dovnitř lomu

Je otázkou, jakou roli budou hrát rekultivované plochy například při šíření rostlin na vnitřní výsypku. Pokud by provedené rekultivace omezovaly šíření cílových rostlin, lze očekávat celkové zpomalení přirozeného vývoje na těchto stanovištích z důvodu přílišné odlehlosti biotopů se zdrojovými diasporami? Odhaduje se, že v podmínkách střední Evropy je rozhodující vzdálenost, odkud mohou druhy poměrně snadno pronikat z okolí na těžbou narušená místa, zhruba 100 metrů (NOVÁK a KONVIČKA 2006, ŘEHOUNKOVÁ a PRACH 2008), ačkoliv některé druhy pronikají i z delších vzdáleností (KIRMER *et al.* 2008). Pokud by však rekultivované plochy představovaly nekolonizovatelnou bariéru, rostliny by byly nucené překonávat vzdálenost mnohonásobně větší než je odhadovaná maximální vzdálenost. Zatím ale nebyly ve středoevropských podmínkách zkoumány možnosti šíření rostlin na rozsáhlé plochy vnitřních hnědouhelných výsypků, jejichž kolonizace může být ztížena existujícími rekultivacemi, které výsypky prostorově izolují od okolní krajiny.

Cílem studie, jejíž výsledky prezentuje **článek III**, bylo právě posouzení úspěšnosti kolonizace rekultivovaných ploch rostlinami z okolní nenarušené krajiny na modelové lokalitě bočního svahu hnědouhelného lomu Vršany/Šverma. Zájmové území

bylo vymezeno podél západní hrany lomu o délce cca 6,2 km jako pruh území o šířce 200 m, přičemž osou vymezeného pruhu je vlastní hrana lomu.

Zájmové území tak zahrnuje dva typy stanovišť – těžbou nenarušené území (okolí lomu vně jeho hrany) a těžbou narušené území představované z větší části bočním svahem lomu, na který v jižní a severní části je postupně dosypávána vnitřní výsypka. Těžbou nezasazená část zájmového území je tvořena původním krajinným pokryvem, kterému dominují zemědělské plochy, v menší míře se vyskytuje roztroušená zeleň. Těžbou narušená část zájmového území byla zhruba v 90. letech 20. století rekultivována kombinací lesních porostů a travnatých ploch.

Studie se zaměřila jednak na cílové druhy, které indikují přirozenou či polopřirozenou vegetaci, tj. luční, lesní a mokřadní druhy (ELLENBERG *et al.* 1991), a dále pak na invazní druhy (PYŠEK *et al.* 2012). Předmětem studie nebyly druhy synantropní a druhy se širokou ekologickou amplitudou, které necharakterizují žádný z výše uvedených typů vegetace (ELLENBERG *et al.* 1991), stejně jako druhy uměle vyseté či vysazené. Výsledky ukázaly, že 74 % všech cílových druhů rostlin bylo zaznamenáno na obou typech stanovišť. To znamená, že téměř tři čtvrtiny druhů nalezených v okolní krajině úspěšně kolonizovalo rekultivované plochy, a to v časovém období zhruba 15 let. Z celkem 90 cílových druhů pak 19 druhů bylo nalezeno pouze v okolí a 4 druhy pouze uvnitř lomu. V případě invazních druhů byla kolonizace ještě úspěšnější, neboť uvnitř lomu bylo nalezeno 81 % druhů z okolí.

Úspěšnost kolonizace rekultivovaných ploch z okolí je poměrně vysoká, když uvážíme, jak krátké časové období uplynulo od provedení rekultivace. Zjištěná úspěšnost kolonizace je vyšší, než se uvádí z prostředí jiných těžeben, jako například kamenolomů ve Švédsku, kde pouze třetina druhů se nacházela jak v prostoru těžebny, tak v jejím okolí. BRÄNDLE *et al.* (2003) zjistili, že na nerekulitovaných plochách po těžbě uhlí v Německu žije asi jen polovina druhů, které se vyskytují v okolí. Naproti tomu ŘEHOUNKOVÁ a PRACH (2008), kteří zkoumali úspěšnost osidlování vytěžených pískoven a kamenolomů v České republice cílovými druhy z okolí, dospěli k úspěšnosti ve výši 71 %, což je víceméně srovnatelné.

Neúspěšní kolonizátoři, tj. druhy, které byly zjištěny pouze v okolí lomu a nedokázaly osídlit rekultivované plochy, zahrnují především typické luční druhy rostlin, jež rostou v okolních lukách. Naopak čtyři druhy, které byly nalezeny výlučně

v prostoru lomu, jsou epizoochorní mokřadní druhy, které mohou být přenášeny vodním ptactvem na dlouhé vzdálenosti.

Je patrné, že většina cílových druhů, která osídlila plochy po těžbě, pochází z blízkého okolí, což potvrzují zjištění i z jiných těžeben v České republice (NOVÁK a PRACH 2003, NOVÁK a KONVIČKA 2006, PRACH a ŘEHOUNKOVÁ 2006, ŘEHOUNKOVÁ a PRACH 2008, KONVALINKOVÁ a PRACH 2010, TRNKOVÁ *et al.* 2010). Ze sousedního Německa z hnědouhelného revíru poblíž Halle naopak KIRMER *et al.* (2008) uvádějí, že mnoho cílových druhů, které kolonizovaly plochy po těžbě uhlí, mají původ ze vzdálenosti delší než 3 km. To pravděpodobně odráží odlišný charakter krajiny v Německu, která je mnohem monotónnější ve srovnání se zájmovým územím naší studie, které má jemnější mozaiku polopřirozené vegetace.

Dalším vysvětlením poměrně úspěšné kolonizace cílovými druhy je bezesporu i způsob provedené rekultivace. Namísto tradičně prováděných lesnických rekultivací s hustým sponem výsadeb nebo druhově chudých a plošně rozsáhlých jetelotravních porostů (ŠTÝS a BRANIŠ 1999) bylo zájmové území rekultivováno mozaikou menších plošek lesních výsadeb v kombinaci se zatravněnými plochami. Husté lesní výsadby jsou obecně druhově chudé a vyskytují se v nich běžně se vyskytující druhy (ŘEHOUNKOVÁ *et al.* 2011).

Zatímco lze často slyšet o obavách, že výsyvky mohou být zdrojem invazních druhů rostlin, které z nich mohou dále pronikat do okolí, naše studie potvrzuje pravý opak: invazní druhy se častěji vyskytovaly v okolí lomu. Kromě toho výskyt těchto druhů v některých antropogenních stanovištích může být do určité úrovně přijatelný jako forma vzniku nových ekosystémů (HOBBS *et al.* 2009).

Podobnost vegetace v okolí lomu a uvnitř byla poměrně vysoká – vyšší, než ze stejné oblasti uvádějí HODAČOVÁ a PRACH (2003), kteří porovnávali větší množství spontánně se vyvíjejících ploch a technicky rekultivovaných ploch, avšak v případě rekultivací se jednalo většinou o uniformní lesnické rekultivace. Je patrné, že provedený způsob rekultivace zájmového území (mozaika lesních a travnatých plošek) je mnohem více účelná pro dosažení větší biodiverzity rekultivovaného území, a měla by proto být upřednostňována před zakládáním jednotvárných a rozsáhlých lesních či travnatých celků. Díky takovému způsobu rekultivace je spontánní osídlování rekultivovaných ploch cílovými druhy rostlin mnohem úspěšnější, i když podobných výsledků je možné dosáhnout i v případě, že plocha po těžbě nebude vůbec technicky rekultivována a bude

ponechána spontánní sukcesi. Potenciál osidlování cílovými druhy rostlin, vyskytují-li se v okolí lomu, je značně vysoký a vzdálenost 100 m se zdá být rozhodující (del MORAL *et al.* 2005, ŘEHOUNKOVÁ a PRACH 2008).

**Z článku III plynou dvě zásadní zjištění. Za prvé: spontánní kolonizace výsypek rostlinami z okolí probíhá poměrně úspěšně i v případě, že výsypka byla rekultivována. Samotná rekultivace, je-li však vhodně provedena, tedy nemusí představovat bariéru pro další samovolné šíření druhů na vnitřní výsypku. Za druhé: z hlediska provádění technických rekultivací je důležité vytvářet pestrou krajinu a vyvarovat se jednotvárným a plošně rozsáhlým celkům.**

Z hlediska tvorby budoucí krajiny je potřeba si uvědomit, že krajina obsahuje nejen produkční a rekreační plochy, které jsou vytvářeny přednostně cílenou rekultivační činností, ale i stanoviště vysoké biologické hodnoty, které nejlépe vznikají přirozenou sukcesí (BEJČEK *et al.* 2006). „Motorem“ rozmanitého sukcesního vývoje na výsypkách, který vede k vysoké druhové i ekosystémové diverzitě, je stanovištní variabilita, tj. zachování členitého povrchu výsypky s vyvýšeninami a prohlubeninami vytvořenými technologií zakládání výsypkových zemin, společně se zamokřenými terénními depresiemi vzniklými nedosypáním určitých partií výsypky či následnou nerovnoměrnou konsolidací výsypkového tělesa. Nelze očekávat, že vysokého stupně biodiverzity se dosáhne v případě, že se nejprve provede urovnání povrchu výsypky a plocha se pak ponechá spontánnímu vývoji. Takovýto postup bude mít s největší pravděpodobností za následek hustě zapojený porost zejména třtiny (*Calamagrostis epigejos*), která pak blokuje ostatní druhy rostlin. Nicméně ponechání výsypky bez terénních úprav ve větším měřítku nemusí být v podmínkách velkolomů technicky možné či žádoucí ze strany těžební společnosti, případně přijatelné ze strany dozorcujícího báňského úřadu.

Je možné vytvořit různorodou post-těžební krajinu i vhodně zvoleným způsobem technické rekultivace? Jaká je vlastně rekultivovaná krajina z pohledu stanovištní diverzity? Plochy výsypek, ať již technicky rekultivované či ponechané spontánnímu vývoji, byly předmětem mnoha výzkumů, přičemž pozornost se věnovala nejrozličnějším biologickým či ekologickým aspektům, jako např. vlastnostem půdního substrátu (FROUZ a NOVÁKOVÁ 2005, ABAKUMOV a FROUZ 2009, BORŮVKA *et al.* 2012, HENDRYCHOVÁ *et al.* 2012), půdním organismům (DUNGER *et al.* 2001, LUKEŠOVÁ 2001, PIŽL 2001, HOLEC a FROUZ 2005, URBANOVÁ *et al.* 2011,

ŠNAJDR *et al.* 2013), vývoji vegetace (PRACH 1987, HODAČOVÁ a PRACH 2003, MUDRÁK *et al.* 2010) a jiným jevům (FROUZ *et al.* 2009). Doposud však neexistuje studie, která by hodnotila rekultivace na úrovni stanoviště či biotopu, některé výzkumy se zaměřily pouze na konkrétní druhy stanovišť (ŠÁLEK *et al.* 2010, DOLEŽALOVÁ *et al.* 2012).

Předmětem studie, kterou se zabývá **článek IV**, je analýza provedených rekultivací z hlediska pestrosti vytvářených biotopů. Zájmové území studie zahrnuje dva hnědouhelné lomy, Bílina a Libouš, oba provozované společností Severočeské doly, a. s. Z celkové rozlohy obou lomů ve výši asi 133 km<sup>2</sup> bylo již 48 km<sup>2</sup> rekultivováno, na 25 km<sup>2</sup> se rekultivace aktuálně provádějí a do budoucna bude potřeba zrekultivovat ještě přibližně 60 km<sup>2</sup>. Studie se zaměřila pouze na území s ukončenou či momentálně probíhající rekultivací, které představuje rozlohu asi 73 km<sup>2</sup>.

Prvním krokem analýzy bylo vytvoření seznamu biotopů, které mohou být potenciálně vytvářeny na výsypkách či ve zbytkových jámách lomů v rámci rekultivace, přičemž z hlediska účelnosti a přehlednosti se biotopy roztřídily do čtyř skupin podle používané kategorizace základních typů rekultivací. Při definování jednotlivých biotopů bylo potřeba vzít v úvahu tři základní východiska: i) legislativní požadavky (zejména zákon na ochranu ZPF a lesní zákon), ii) požadavky správních úřadů (zejména podmínky z procesu EIA, která na obou lokalitách proběhla), a iii) vědecké poznatky získané v rámci mnoha výzkumných projektů a studií prováděných na výsypkách po těžbě uhlí. Biotopy se navíc rozdělovaly podle toho, zda u nich převažují funkce produkční (socio-ekonomické) nebo mimoprodukční (esteticko-krajinářská, ekologická či přírdo-ochranářská). Pozornost byla upřena především na biotopy s převažujícími mimoprodukčními funkcemi. U každého z těchto biotopů byl vytvořen popis jeho funkce a účelu, zásady jeho tvorby (velikost, způsob založení) a doporučena případná managementová opatření. Celkově se tak nadefinovalo 34 typů mimoprodukčních biotopů.

Je nutno poznamenat, že další postup těžby uhlí na obou lomech, které byly předmětem studie, si v nedávné době vyžádal tzv. proces EIA, který byl nezbytným předpokladem procesem pro povolení další hornické činnosti. Výsledkem obou procesů EIA jsou souhlasná stanoviska pro pokračování těžby, které obsahují závazné podmínky, které musí být ze strany těžební společnosti splněny, neboť jsou součástí platných povolení hornické činnosti. Z pohledu ochrany přírody a krajiny obsahují

stanoviska celou řadu podmínek, které, obecně shrnuto, požadují vytvářet mozaiku ploch od hydrických a mokřadních stanovišť po plochy přechodových ekotonů, až po xerofytní vysychavá stanoviště lokálně i bez vegetačního krytu. Takto formulované podmínky jsou z praktického hlediska obtížně uchopitelné, neboť předpokládají odborné znalosti principů ekologické obnovy na straně všech zapojených účastníků – projektantů, zástupců těžební společnosti, rekultivátorů (realizačních firem), i zástupců státní správy. Jelikož odborné znalosti jednotlivých aktérů v oboru ekologické obnovy mohou být značně odlišné či zcela chybět, může velice snadno docházet k rozdílným interpretacím takto stanovených podmínek. V důsledku toho pak také mohou vznikat problémy při kontrole dodržování těchto podmínek ze strany státní správy.

Z tohoto pohledu je katalog potenciálních biotopů, který byl v rámci studie vytvořen, vhodnou metodickou pomůckou při implementaci výše uvedených podmínek, neboť je snadno srozumitelný všem aktérům.

Na základě vytvořeného katalogu biotopů se v prostředí GIS provedla analýza zájmového území, a to na základě aktuálních leteckých snímků s terénním doprůzkumem pro ověření identifikovaných biotopů. Zaznamenávaly se i biotopy s převažující produkční funkcí, a to dva základní typy – kompaktní lesní výsadby a zemědělské plochy.

Celkově bylo v zájmové území identifikováno 26 z 34 typů mimoprodukčních biotopů o úhrnné rozloze 4,6 km<sup>2</sup>. To představuje 6,3 % z celkové rozlohy zájmového území. Zajímavé je, že kromě vodních ploch, byly nejvíce zastoupenými typy plochy se spontánním vývojem vegetace, tedy biotopy vzniklé samovolně, nikoli záměrně. S výjimkou několika plošně větších typů biotopů jsou mimoprodukční biotopy spíše menší rozsahu, nejčastěji s rozlohou nepřesahující 0,5 ha. Naproti tomu průměrná velikost produkčních ploch dosahuje 13 ha v případě zemědělských ploch, respektive 6 ha u lesních výsadeb. Zjištěné výsledky v podstatě potvrzují skutečnost, že současná rekultivační praxe je založená na technické rekultivaci (HENDRYCHOVÁ a KABRNA 2008).

Převažujícím prvkem vznikající post-těžební krajiny jsou kompaktní lesní výsadby, které zaujímají 50 % rozlohy zájmového území. Naproti tomu lesní biotopy, které vznikají samovolným zarůstáním, se podílí na celkové rozloze pouze 1 %. Přitom takovéto spontánně se vyvíjející biotopy se vyznačují vyšší druhovou diverzitou, která má původ v neupraveném terénu výsypek s typickou hřebenovitou strukturou

vzniklou sypaním výsypky (FROUZ a NOVÁKOVÁ 2005, FROUZ *et al.* 2011). V takovém prostředí se pak vyvíjí rozmanitá mozaika otevřených plošek a plošek vzrostlejší zeleně, která se vyznačuje bohatým zastoupením ekotonů (ŠÁLEK *et al.* 2010, HENDRYCHOVÁ *et al.* 2012). Rozmanité prostředí je předpokladem vysoké druhové diverzity, neboť ta je vyšší v heterogenních prostředích (SKLENIČKA a LHOTA 2002). Sukcesní vývoj na výsypkách spěje ke krajinně zahrnující kombinaci lesních stanovišť s hustší vegetací a otevřených slunných stanovišť s řídkou vegetací a ta přitahuje mnohé skupiny organismů (SPALDING a HAES 1995, HOLEC a FROUZ 2005, KOZLOV a ZVEREVA 2007), zatímco technická rekultivace vytváří chudá společenstva s úzkým spektrem běžně se vyskytujících druhů (ŠÁLEK 2012). Je proto účelné zakládané lesní celky doplňovat a zpestřovat biotopy s mimoprodukčními funkcemi, jako např. lesními loučkami či menšími nezalesněnými ploškami. V dlouhodobém časovém horizontu takový rekultivační přístup může vést k obnově ekologicky hodnotné krajiny (LIPSKÝ 2007).

Druhým nejvíce zastoupeným krajinným prvkem jsou plochy zemědělských rekultivací s podílem asi 31 % z celkové rozlohy zájmového území. Zemědělská krajina vznikající rekultivacemi je velmi chudá, co se týká zastoupení lineárních krajinných prvků jako např. keřových pásů, mezí, remízků apod. Jejich zastoupení je pouze 0,5 % z celkové rozlohy. Přitom tyto krajinné prvky jsou významným nástrojem ochrany přírody, jelikož podporují životaschopnost populací lesní fauny (DAVIES a PULLIN 2007).

Relativní délka ekotonu, vypočtená jako poměr celkové délky obvodů všech zjištěných biotopů a jejich celkové rozlohy, je 0,19 km/ha. To je sice poměrně uspokojivé ve srovnání s údaji z jiných oblastí (SKLENIČKA a LHOTA 2002, ANTWI *et al.* 2008), avšak méně příznivé jsou prostorové atributy ekotonů. Přejechy mezi dominantními krajinnými prvky, tj. lesními výsadbami a zemědělskými plochami, jsou příliš ostré bez potřebných přechodových zón. Přitom šířka ekotonu je jedním z nejvýznamnějších faktorů, který určuje jeho ekologickou hodnotu (SKLENIČKA a PITTNEROVÁ 2003). Krajina s bohatým zastoupením ekotonů také poskytuje více potravních a hnízdních příležitostí pro ptáky (ŠÁLEK *et al.* 2010).

Z hlediska podpory vzniku maloplošných biotopů s převažujícími mimoprodukčními funkcemi lze na základě analýzy rekultivované krajiny doporučit následující modifikaci rekultivační praxe:



- Při lesnických rekultivacích nevytvářet kompaktní lesní celky, ale doplňovat je otevřenými plochami s řídkou vegetací či zcela nezalesněné (ponechané sukcesie), přičemž prostorová distribuce takových ploch by měla být plánována ještě před provedením celoplošných terénních úprav. Naopak terénní úpravy (urovnávání povrchu dosypané výsypky) by mohly být prováděny selektivně pouze v těch partiích výsypky, kde si to vyžádá např. vyšší sklonitost svahů. Zachovaná heterogenita povrchu dosypané výsypky si pak lépe poradí s očekávanou expanzí třtiny (*Calamagrostis epigejos*), která rychle kolonizuje především výsypky s monotónním povrchem.
- Pokud se při provádění pěstební péče o lesní výsadby zjistí lokální místa s nedostatečným růstem lesních sazenic či vyšší úmrtností z důvodu nepříznivých stanovištních podmínek (chemismus výsypkového substrátu, vodní režim), nesnažit se o náhradu odumřelých lesních sazenic za každou cenu s cílem dosažení plného zapojení lesní výsadby, ale vyčlenit takovou plochu z další pěstební péče. Tyto plošky pak mohou přirozeně zvyšovat prostorovou rozmanitost lesních celků.
- Zemědělské plochy doplňovat maloplošnými nebo lineárními krajinnými prvky, které rovněž přispějí k heterogenitě vznikající krajiny a zároveň poslouží jako úkryt pro mnohé organismy a podpoří jejich migraci do post-těžební krajiny.
- Ekotony mezi lesními a zemědělskými celky vytvářet jako zóny s postupným přechodem mezi oběma typy biotopů. Zároveň ekotony navrhovat členité a tím zvyšovat jejich aktivní délku.

**Článek IV ukazuje, že i současné rekultivační schéma, které vychází z platných legislativních požadavků, zdaleka nevyužívá všech příležitostí k vytváření post-těžební krajiny s pestrým zastoupením biotopů, které primárně budou v krajině plnit mimoprodukční funkce, a to zejména v rámci tradičních lesnických a zemědělských rekultivací. Katalog biotopů s převažujícími mimoprodukčními funkcemi, který byl vypracován při řešení této studie pro účely analýzy stanovištní heterogenity rekultivovaného území, se může stát vhodnou metodickou pomůckou při ekologické obnově těžbou narušeného území.**

Obnova krajiny po těžbě by neměla být jen obnovou dílčích ekosystémů, ale měla by zahrnovat velice složitý úkol obnovy prostorové kompozice nové krajiny v návaznosti na krajinu okolní. Vhodným nástrojem pro zhodnocení heterogenity krajiny může být analýza současného a historického využití území (*land-use*) na základě leteckých ortofotomap a map stabilního katastru (SKLENIČKA a LHOTA 2002). Analýzou krajinné heterogenity lze provést určitou harmonizaci návrhů krajiny po ukončení těžby uhlí (tzv. souhrnné plány sanace a rekultivace) tak, aby byla zajištěna optimální struktura rekultivované krajiny ve vazbě na původní krajinu v okolí těžebních lokalit. Dalším užitečným parametrem jsou trvalé krajinné struktury, které jsou významné zejména při navrhování územních systémů ekologické stability, a to právě v post-těžební krajině (SKLENIČKA a CHARVÁTOVÁ 2003). Při navrhování nové struktury krajiny v přímo narušených oblastech po těžbě je nezbytné vytvořit funkční napojení na okolní nenarušenou krajinu tak, aby mohla efektivně probíhat migrace organismů a rozšiřování populací do nově vznikajících biotopů, i když zatím nebyla dostatečně prokázána podpůrná role koridorů jako lineárních krajinných elementů pro migraci organismů (HOBBS 1992). Vyhodnocení trvalých krajinných struktur se obvykle provádí na základě map stabilního katastru a leteckých ortofotomap v několika časových intervalech v rozmezí min. 150 let, přičemž se překryvnou analýzou vyhodnocuje kontinuita ekologicky hodnotných krajinných prvků. Na základě této analýzy lze pak navrhnout přemístění některých prvků navrhovaných územních systémů ekologické stability (SKLENIČKA a CHARVÁTOVÁ 2003).

A právě analýza dlouhodobých změn *land-use* a trvalých krajinných prvků byla předmětem **článku V**. Modelovým územím byla střední část Mostecké pánve o rozloze 228 km<sup>2</sup>, přičemž území zahrnovalo 44 současných katastrů. Změny v *land-use* se hodnotily v prostředí GIS v celkem šesti různých časových obdobích: 1845, 1954, 1976, 1988, 2010 a po roce 2050. Výchozími datovými zdroji byly vojenské topografické mapy (roky 1954, 1976 a 1988), dále stabilní katastr (rok 1845), mapování aktuálního stavu krajiny (rok 2010) a souhrnné rekultivační plány (rok 2050). S výjimkou stabilního katastru byly všechny mapové podklady zpracovány v prostředí GIS a výsledkem byly digitální mapy *land-use*.

První období představuje krajinu v době předindustriální, prakticky zcela neovlivněnou těžbou uhlí. Druhé hodnocené období charakterizuje nástup rozvoje těžby hnědého uhlí, kdy docházelo k přechodu z hlubinného způsobu těžby na povrchový.

Třetí a čtvrté období zachycují zájmové území v době maximálního rozmachu povrchové těžby. Páté období zobrazuje současnost, kdy rekultivované území začíná převládat nad územím aktivní těžby. A poslední období nastiňuje obraz krajiny po definitivním ukončení těžby uhlí.

Změny v zastoupení jednotlivých typů *land-use* jasně dokládají, že krajina prodělává kompletní metamorfózu. Původně zemědělská krajina se v důsledku rozvoje povrchového způsobu dobývání hnědého uhlí nejprve stala „měsíční krajinou“, aby se v zápětí postupně přeměnila na pestrou krajinu lesů, luk a jezer. Původní dominanta krajiny, orná půda, zaujímala před více než 150 lety více než 60 % z celkové rozlohy, avšak po roce 2050 bude zastoupena jen asi na jedné desetinu rozlohy území. V souvislosti s nástupem těžby uhlí ve 2. polovině 20. století došlo k výraznému nárůstu ploch lomů, výsypek a ostatních těžbou narušených pozemků, jejichž podíl dosáhl až 45,5 % v roce 1988, a to na úkor nejen orné půdy, ale i všech ostatních, ekologicky hodnotnějších typů *land-use*. Následkem útlumu hnědouhelného hornictví po roce 1989 a díky intenzivní rekultivační činnosti došlo v roce 2010 k poklesu ploch souvisejících s těžbou na 24,9 % z celkové rozlohy. Významně narostlo zastoupení lesů, luk a pastvin, vodní ploch, mokřadů i mimolesní zeleně.

Obdobné trendy přeměny krajiny v souvislosti s těžbou hnědého uhlí jsou popisovány i z jiných hnědouhelných revírů severozápadních Čech – Chabařovické oblasti (SKLENIČKA a LHOTA 2002) či Sokolovské pánve (SKLENIČKA 2002, SKLENIČKA a CHARVÁTOVÁ 2003, SKALOŠ *et al.* 2012).

Intenzivní zemědělské využívání krajiny, její následné narušení těžbou uhlí a její postupná obnova je dobře patrná i z vývoje koeficientu ekologické stability, charakterizovaného poměrem ekologicky stabilních a nestabilních ploch v zájmovém území. Zastoupení *land-use* v období po roce 2050 odhaluje, že podíl ekologicky stabilních ploch se může vyšplhat až na 70 % a charakter krajiny se přiblíží až přírodě blízké krajině s vysokou ekologickou stabilitou. Z hlediska plánování obnovy krajiny je zajímavý výsledek analýzy kontinuity ekologicky stabilních krajinných prvků. Přestože jejich zastoupení v roce 2010 dosahovalo poměrně vysokých hodnot, pouze asi 30 % z této rozlohy představují prvky, které v krajině přetrvávají od roku 1954. Navíc drtivou většinu z těchto trvalých krajinných prvků představují lesy v těch částech zájmového území, které nebylo těžbou vůbec dotčeno (Krušné hory, vrchy v okolí města Mostu). Příčinou je postupný rozvoj povrchových dolů, které v podstatě přetěžily celou pánev

část zájmového území. Kombinace zemědělského způsobu využití krajiny, který dominoval před těžbou a víceméně tomu tak je i nadále v těžbou nenarušeném území, a rozsáhlého přetěžení pánevní části zájmového území má za následek skutečnost, že v okolí současných povrchových dolů se nachází jen minimum původních ekologicky hodnotných ekosystémů, které by mohly být využity při komplexní obnově území, ať již jako zásobník druhů pro osidlování post-těžební krajiny či jako možné součásti nově vytvářeného územního systému ekologické stability. V takovém případě nezbývá, než efektivně využívat ekologicky hodnotnější biotopy, které vznikly v post-těžební krajině v relativně nedávné době. Může se jednat o vhodně rekultivované plochy vnějších výsypek (Kopistká, Hornojihetínská apod.) nebo lokality ponechané náhodně či cíleně spontánnímu vývoji. V každém případě je potřeba ke každé těžební lokalitě přistupovat individuálně a zohlednit maximálně místní podmínky a možnosti, které daná lokalita nabízí.

## 6. CITOVANÁ LITERATURA

Abakumov, E. V. a Frouz, J. 2009: Evolution of the soil humus status on the calcareous Neogene clay dumps of the Sokolov quarry complex in the Czech Republic. *Eurasian Soil Science* **42**: 718 – 724.

Antwi E.K., Krawczynski R. a Wiegleb G. 2008: Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape and Urban Planning* **87**: 22 – 32.

Baldrian P., Trögl J., Frouz J., Šnajdr J., Valášková V., Merhautová V., Cajthaml T. a Herinková J. 2008: Enzyme activities and microbial biomass in topsoil layer during spontaneous succession in spoil heaps after brown coal mining. *Soil Biology & Biochemistry* **40**: 2107 – 2115.

Bejček V. 1981: Vliv lesnické rekultivace výsypek po povrchové hnědouhelné těžbě na společenstva drobných savců. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* **3**: 117 – 131.

Bejček V. a Šťastný K. 1984: The succession of bird communities on spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska* **32**: 245 – 259.

Bejček V. a Šťastný K. 2000. Využití populací a společenstev ptáků a savců pro hodnocení stavu prostředí v oblastech postižených povrchovou těžbou hnědého uhlí. [http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A\\_09.pdf](http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A_09.pdf). [citováno 16.VI. 2010].

Bejček V., Sklenička P. a Šťastný K. 2006: Lze využít přirozenou sukcesí při rekultivaci výsypek? *Veronika* **20**: 1 – 4.

Borgegård S.O. 1990: Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionalisty. *Journal of Vegetation Science* **1**: 675 – 682.

Borůvka L., Kozák J., Mühlhanselová M., Donátová H., Nikodem A., Němeček K. a Drábek O. 2012: Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites. *Journal of Geochemical Exploration* **113**: 118 – 123.

Brabec J. Respekt [online]. 26. 4. 2009 [cit. 2011-01-13]. Jak udělat ráj. Dostupné z WWW: <<http://respekt.ihned.cz/c1-36858650-jak-udelat-raj>>.

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.

Bradshaw A. 2002: Introduction and philosophy. Str. 3 – 9. In: Perrow M. R. a Davey A. J. (Eds.): *Handbook on Ecological Restoration*. Cambridge University Press, Cambridge.

Brändle M., Durka W., Krug H. a Brandl R. 2003: The assembly of local communities: plants and birds in non-reclaimed mining sites. *Ecography* **26**: 652 – 660.

Cabin R. J., Clewell A., Ingram M., McDonald T. a Temperton V. 2010: Bridging restoration science and practice: results and analysis of a survey from the 2009 Society for Ecological Restoration International Meeting. *Restoration Ecology* **18**: 783 – 788.

Čermák P., Kohel J., Balcarová E., Měšková L. a Jarošová I. 2000a: Vodní režim antropogenních půd. *Zpravodaj Hnědé uhlí* **4**: 47 – 54.

Čermák P., Měšková L., Jarošová I. a Balcarová E. 2000b: Růstová vitalita dřevin na výsypkách severočeské hnědouhelné pánve. *Zpravodaj Hnědé uhlí* **4**: 55 – 66.

Davies Z.G. a Pullin A.S. 2007: Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology* **22**(3): 333 – 351.

Dimitrovský, K. 1999: Zemědělské, lesnické a hydrikové rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Ústav zemědělských a potravinářských informací. Metodiky pro zemědělskou praxi: 14/1999, Praha.

Dimitrovský K. a Štrudl M. 2000: Fytocenologické zhodnocení výsypek v oblasti Sokolovska. *Zpravodaj Hnědé uhlí* **2**: 59 – 66.

Doležalová J. a Mach V. 2002: Výskyt obojživelníků na vybraných vodních lokalitách Hornojřetínské a Kopistské výsypky. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* **24**: 75 – 79.

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

Dunger W., Wanner M., Hauser H., Hohberg K., Schulz H.-J., Schwalbe T., Seifert B., Vogel J., Voigtländer K., Zimdars B. a Zulka K. P. 2001: Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation. *Pedobiologia* **45**: 243 – 271.

Dworschak U. 2003: The role of succession in reclamation – opportunities and constraints: Experience gained in the Rhenish lignite mining area. *Surface Mining, Braunkohle & Other Minerals* **55**: 51 – 60.

Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. a Paulissen D. 1991: Indicator values of plants in Central Europe. *Scripta Geobotanica* **18**.

Flousek J. 1989: Hnízdní adaptace ptáků v prostoru povrchového dolu. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* **11 - 12**: 71 – 81.

Frouz J. 1996: Mravenci (Hymenoptera: Formicidae) na výsypce po těžbě hnědého uhlí a v jejím okolí na Sokolovsku. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* **18**: 45 – 51.

Frouz J. 1999: Obnova společenstev půdních organismů na plochách lesnický rekultivovaných hnědouhelných výsypek a jejich význam pro tvorbu půdy. *Ochrana přírody* **5**: 157 – 159.

Frouz J., Keplin B., Pižl V., Tajovský K., Starý J., Lukešová A., Nováková A., Balík V., Háněl L., Materna J., Düker Ch., Chalupský J., Rusek J. a Heinkele T. 2001: Soil biota and upper soil layer in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering* **17**: 275 – 284.

Frouz J. a Nováková A. 2005: Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma* **129**: 54 – 64.

- Frouz J., Elhottová D., Kuráž V. a Šourková M. 2006: Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* **33**: 308 – 320.
- Frouz J., Elhottová D., Pižl V., Tajovský K., Šourková M., Píček T. a Malý S. 2007a: The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: A laboratory study. *Applied Soil Ecology* **37** (1-2): 72 – 80.
- Frouz J., Pižl V. a Tajovský K. 2007b: The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology* **43** (Suppl. 1): S184 – S189.
- Frouz J., Prach K., Pižl V., Háněl L., Starý J., Tajovský K., Materna J., Balík V., Kalčík J. a Řehounková K. 2008: Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* **44**: 109 – 121.
- Frouz J., Pižl V., Cienciala E. a Kalčík J. 2009: Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry* **94**: 111 – 121.
- Frouz J., Kalčík J. a Velichová V. 2011: Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. *Ecological Engineering* **37**: 1910 – 1913.
- Groombridge B. a Jenkins M. D. 2000: Global Biodiversity: Earth's Living Resources in the 21<sup>st</sup> Century. World Conservation Press, Cambridge.
- Gryndler M., Sudová R., Püschel D., Rydlová J., Janoušková M. a Vosátka M. 2008: Cultivation of high-biomass crops on coal mine spoil banks: Can microbial inoculation compensate for high doses of organic matter? *Bioresource Technology* **99**: 6391 – 6399.
- Háněl L. 2002: Development of soil nematode communities on coal-mining dumps in two different landscapes and reclamation practices. *European Journal of Soil Biology* **38**: 167 – 171.
- Harris J. A, van Diggelen R. 2006: Ecological restoration as a project for global society. Str. 3 – 15. In: van Andel J. a Aronson J. (Eds.): *Restoration ecology*. Blackwell Publishing.
- Hejkal J. 1985: The development of a carabid fauna (Coleoptera, Carabidae) on spoil banks under conditions of primary succession. *Acta Entomologica Bohemoslovaca* **82**: 321 – 346.
- Helingerová M., Frouz J. a Šantrůčková H. 2010: Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* **36**: 768 – 776.
- Hendrychová M. 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* **1**: 63 – 78.
- Hendrychová M., Kabrna M. 2008: Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe - možnost uplatnění spontánní sukcese. *Zpravodaj Hnědé uhlí* **4**: 2 – 9.
- Hendrychová M., Šálek M. a Červenková A. 2008: Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies* **1**: 169 – 187.

- Hendrychová M., Šálek M. a Řehoř M. 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě uhlí. *Sylvia* **45**: 177 – 189.
- Hendrychová M., Šálek M., Tajovský K. a Řehoř M. 2012: Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. *Restoration Ecology* **20**: 561 – 567.
- Hobbs R. J. 1992: The Role of Corridors in Conservation: Solution or Bandwagon? *Trends in Ecology & Evolution* **11**: 389 – 392.
- Hobbs R. J. a Harris J. A. 2001: Restoration ecology: repairing the Earth's damaged ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* **9**: 239 – 246.
- Hobbs R.J., Higgs E. a Harris J.A. 2009: Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* **24**: 599 – 605.
- Hodačová D. a Prach K. 2003: Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology* **11**: 1 – 7.
- Holec M. 1999: Spiders (*Araneae*) in alder plantations of various age on heaps after brown coal mining. Str. 81 – 90. In: Tajovský K. a Pižl V. (Eds.): *Soil zoology in Central Europe*. ISB AS ČR, České Budějovice.
- Holec M. a Šlahorová O. 2005: Předběžné výsledky průzkumu mravenců na území postiženém těžbou hnědého uhlí v Ústí nad Labem (*Hymenoptera: Formicidae*). *Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná* **27**: 11 – 14.
- Holec M. a Frouz J. 2005: Ant (*Hymenoptera: Formicidae*) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* **49**: 345 – 357.
- Holec M., Frouz J. a Pokorný R. 2006: The influence of different vegetation patches on the spatial distribution of nest and the epigeic activity of ants (*Lasius niger*) on a spoil bank after brown coal mining (Czech republic). *European Journal of Soil Biology* **42**: 158 – 165.
- Holec M. a Frouz J. 2006: The effect of two ant species *Lasius niger* and *Lasius flavus* on soil properties in two contrasting habitats. *European Journal of Soil Biology* **42**: S213 – S217.
- Holec M. a Frouz J. 2007: Vliv třtin rodu *Calamagrostis* na dřevní hnízda mravenců v olšových výsadbách hnědouhelných výsypek na Sokolovsku. *Studia Oecologica* **1** (1): 52 – 56.
- Hüttl R.F. a Weber E. 2001: Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften* **88**: 322 – 329.
- Chambers J.C, Brown R.W. a Williams B.D. 1994: An evaluation of reclamation success on Idaho's phosphate mines. *Restoration Ecology* **1**: 4 – 16.
- Jonáš F. 1972: Tvorba půdy na výsypkách složených z šedých miocenních jílu v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru. *Lesnictví* **18**: 117 – 141.
- Kabrna M. a Řehoř M. 2007: Reclamation as an effective tool for post-mining landscape regeneration. Proceedings of SECOTOX Conference and the International Conference on Environmental Management Engineering, Planning and Economics. Greece, Skiathos, June 24 – 28: 613 – 618.



Kent M. 1982: Plant growths problems in colliery spoil reclamation – a review. *Applied Geography* **2**: 83 – 107.

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

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

Kozlov M. V. a Zvereva E. L. 2007: Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metalurgy. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* **6**: 231 – 259.

Kubala V. 1997: Mufloní ráj na výsypce. *Živa* **3**: 138 – 139.

Kupka I. a Dimitrovský K. 2006: Silvicultural assessment of reforestation under specific spoil bank condition. *Journal of Forest Science* **52**: 410 – 416.

Lipský Z. 2007: Rekultivace Kopistské výsypky: vznik regionálního biocentra v devastované krajině. Reclamation of the Kopistská spoil bank: the origin of the regional biocentre in devastated landscape. Str. 118 – 127. In: *Kol.: Ekologie krajiny v ČR - Těžba nerostných surovin a ochrana přírody. Lesnická práce, Kostelec n.Č.l.*

Lukešová A. 2001: Soil Algae in Brown Coal and Lignite Post-Mining Areas in Central Europe (Czech Republic and Germany). *Restoration Ecology* **9**: 341 – 350.

del Moral R., Wood D. M. a Titus J. H. 2005: Proximity, microsites, and biotic interactions during early succession, in Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens, V. D. Dale, F. J. Swanson and C. M. Crisafulli, eds., Springer, New York, pp. 93-110.

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

Nichols O.G. a Nichols F.M. 2003: Long-Term Trends in Faunal Recolonization After Bauxite Mining in the Jarrah Forest of Southeastern Australia. *Restoration Ecology* **3**: 261 – 272.

Novák J. a Prach K. 2003: Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* **6**: 111 – 116.

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

Parmenter R.R. a Macmahon J.A. 2009: Faunal Community Development on Disturbed Lands: An Indicator of Reclamation Success. Online: <http://www.techtransfer.osmre.gov/nttmainsite/Library/proceed/eval/animal.pdf>. [citováno 16.VI. 2010].

Pecharová E., Wotavová K. a Sýkorová Z. 2000: Perspektiva vegetace výsypkových lokalit Sokolovska. Online: <http://home.zf.jcu.cz/public/departments/lae/text/2000/5vegetaceSU.pdf>. [citováno 16.VI. 2010].

Pižl V. 2001: Earthworm Succession in Aforested Colliery Spoil Heaps in The Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology* **9**: 359 – 364.

Prach K. 1987: Succession of Vegetation on Dumps from Strip Coal Mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* **22**: 339 – 354.

Prach K. 1994: Succession of woody species in derelict sites in Central Europe. *Ecological Engineering* **3**: 49 – 56.

Prach K. a Pyšek P. 1994: Spontaneous Establishment of Woody Plants in Central European Derelict Sites and Their Potential for Reclamation. *Restoration Ecology* **2**: 190 – 197.

Prach K. a Pyšek P. 1999: How do species dominating in succession differ from the others? *Journal of Vegetation Sciences* **10**: 383 – 392.

Prach K., Pyšek P. a Šmilauer P. 1999: Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system. *Restoration Ecology* **7**: 15 – 23.

Prach K. & Pyšek P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* **17**: 55 – 62.

Prach K., Bartha S., Joyce C.B., Pyšek P., Van Diggelen R. a Wiegand G. 2001a: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* **4**: 111 – 114.

Prach K., Pyšek P. a Bastl M. 2001b: Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* **4**: 83 – 88.

Prach K. 2003: Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* **6**: 125 – 129.

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

Prach K. a Řehouňková K. 2006: Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? *Preslia* **78**: 469 – 480.

Prach K., Pyšek P. a Jarošík V. 2007: Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science* **18**: 701 – 710.

Prach K. a Hobbs R.J. 2008: Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* **16**: 363-366.

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

Prach K., Frouz J., Karešová P., Konvalinková P., Koutecká V., Mudrák O., Novák J., Řehounek J., Řehouňková K., Tichý L., Trnková R. a Tropek R. 2009a: Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* **2**: 68 – 72.

Prach K., Jongepierová I., Jírová A. a Lencová K. 2009b: Ekologie obnovy IV. Obnova travinných ekosystémů. *Živa* **4**: 165 – 168.

Prach K., Jonášová M. a Svoboda M. 2009c: Ekologie obnovy narušených míst V. Obnova lesních ekosystémů. *Živa* **5**: 212 – 215.

Prach K., Řehouňková K., Řehounek J. a Konvalinková P. 2011: Ecological restoration of Central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. *Landscape Research* **36**: 263 – 268.

Příkryl I. 1999: Nová příležitost v krajině – výsypky hnědouhelných lomů. *Ochrana přírody* **54**: 190 – 192.

Püschel D., Rydlová J. a Vosátka M. 2007: Mycorrhiza influences plant community structure in succession on spoil banks. *Basic and Applied Ecology* **8**: 510 – 520.

Püschel D., Rydlová J. a Vosátka M. 2008: Does the sequence of plant dominants affect mycorrhiza development in simulated succession on spoil banks? *Plant Soil* **302**: 273 – 282.

Pyšek P., Prach K., Mullerová J. a Joyce C. 2001: The role of vegetation succession in ecosystem restoration: Introduction. *Applied Vegetation Science* **4** (1): 3 – 4.

Pyšek P., Jarošík V., Hulme P.E., Pergl J., Hejda M., Schaffner U. a Vilà M. 2012: A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Glob. Change Biol.* **18**: 1725 – 1737.

Ruiz-Jaen M. C. a Aide T. M. 2005: Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology* **13**: 569 – 577.

Rusek J. 2000: Živá půda (5): Sukcesní vývoj půdy a ekosystémů. *Živa* **5**: 217 – 221.

Růžek L., Voříšek K. a Sixta J. 2001: Microbial Biomass-C in Reclaimed Soil of the Rhineland (Germany) and North Bohemia Lignite Mining Areas (Czech Republic): Measured and Predicted Values. *Restoration Ecology* **4**: 370 – 377.

Rydlová J. a Vosátka M. 2001: Associations of dominant plant species with arbuscular mycorrhizal fungi during vegetation development on coal spoil banks. *Folia Geobotanica* **36**: 85 – 97.

Řehounek J. 2010: Obnova těžebních prostorů může být ekologická i ekonomická. *Ekologie a společnost* **3**: 5 – 6.

Řehounková K. a Prach K. 2008: Spontaneous vegetation succession in gravel–sand pits: a potential for restoration, *Restoration Ecology* **16**: 305 – 312.

Řehounková K., Řehounek J. a Prach K. (eds.): Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic, Faculty of Science, University of South Bohemia in České Budějovice, České Budějovice, 2011.

Schulz F. a Wiegand G. 2000: Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation & Development* **11**: 99 – 110.

Skaloš, J., Pecharová, E., Kašparová, I., Tesařová, B., Trpáková, I., *et al.* 2012: Strukturální a funkční změny krajiny Sokolovska (1842 a 2010). Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o., 72 p., ISBN 978-80-7458-014-7.

Sklenička, P. 2002: Význam sledování změn krajinné heterogenity při obnově krajiny narušené povrchovou těžbou. KRAJINA 2002 OD POZNÁNÍ K INTEGRACI, 71.

Sklenička P. a Lhota T. 2002: Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning* **58**: 147 – 156.

Sklenička P. a Charvátová E. 2003: Stand continuity – a useful parameter for ecological networks in post-mining landscapes. *Ecological Engineering* **20**: 287 – 296.

Sklenička P. a Pittnerová B. 2003: Ekotony v krajině. *Pozemkové úpravy* **46**: 16 – 18.

Slábová M., Broumová H. a Pecharová E. 2008: Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal mining. ID 102. In: *10<sup>th</sup> International Mine Water Association Congress, Karlovy Vary, Czech Republic, June 2-5, 2008*.

Sládek J. 1990: Možnosti pronikání květeny Českého středohoří do nové krajiny na výsypkách nadložních hornin u Mostu. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* **11 – 12**: 7 – 12.

Spalding A. a Haes E. C. M. 1995: Contaminated land - a resource for wildlife: a review and survey of insects on metalliferous mine sites in Cornwall. *Land Contamination & Reclamation* **3**: 24 – 29.

Stejskal J. 2009: Rekultivace aneb Jak vyhodit miliardy. Online: <http://www.ekolist.cz/zprava2.shtml?x=2151580>, [citováno 22. VIII. 2010].

Šálek M., Hendrychová M. a Řehoř M. 2010: Breeding habitat of sparrowhawks, *Accipiter nisus* on spoil heaps after coal mining. *Acta Oecologica* **36**: 197 – 201.

Šálek M. 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* **49**: 1417 – 1425.

Šnajdr J., Dobiášová P., Urbanová M., Petránková M., Cajthaml T., Frouz J. a Baldrian P. 2013: Dominant trees affect microbial community composition and activity in post-mining afforested soils. *Soil Biology and Biochemistry* **56**: 105 – 115.

Šourková M., Frouz J. a Šantrůčková H. 2005: Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma* **124**: 203 – 214.

Štýs S., Dimitrovský K., Jonáš F., Kostruch J., Neuberg Š., Pařízek J., Patejdl C., Smolík D., Špiřík F., Thiele V., Toběrná, V. a Vesecký J. 1981: Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL, Praha.

Štýs S. a Braniš M. 1999: Czech school of land reclamation. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica* **13**.

Štýs S. 2001: Proměny krajiny Severočeské hnědouhelné pánve. Str. 145 – 158. In: Kolektiv autorů: *Tvář naší země – krajina domova. Svazek 5 – Krajina z pohledu dnešních uživatelů*. Česká komora architektů, Lomnice nad Popelkou.

Štýs S. 2001: Rekultivace Severočeského hnědouhelného revíru v proměnách času. *Zpravodaj Hnědé uhlí* **4**: 5 – 29.

Štýs, S. 2011: Management rekultivační obnovy území dotčeného uhelnou těžbou v České republice. *Minerální suroviny* **2**: 22 – 34.

Šůra A. Respekt [online]. 24. 11. 2008 [cit. 2011-01-13]. Nebezpečně levné. Dostupné z WWW: <<http://respekt.ihned.cz/glosy/c1-36387390-nebezpecne-levne>>.

Šůra A. Respekt [online]. 22. 8. 2010 [cit. 2011-01-13]. Klíčí nová divočina. Dostupné z WWW: <<http://respekt.ihned.cz/c1-45827020-klici-nova-divocina>>.

Tajovský K. 2001: Colonization of Colliery Spoil Heaps by Millipedes (*Diplopoda*) and Terrestrial Isopods (*Oniscidae*) in the Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology* **9**: 365 – 369.

Tajovský K., Hendrychová M. a Aurová K. 2010: Mnohonožky, stonožky a suchozemští stejnonožci hnědouhelných výsypek na Mostecku – předběžné výsledky. Str. 16 – 17. 7. česko – slovenský myriapodologický seminář, České Budějovice, 8.-9.4.2010.

Tischew S (Ed.) 2004: Renaturierung nad dem Braunkohleabbau. Teubner-Verlag Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden.

Tischew S. a Kirmer A. 2007: Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology* **15**: 321 – 325.

Tomlinson P. 1984: Evaluating the success of land reclamation schemes. *Landscape Planning* **11**: 187 – 203.

Trnková R., Řehouňková K. a Prach K. 2010: Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic. *Preslia* **82**: 333 – 343.

Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kocarek P., Skuhrovec J., Malenovsky I., Vodka S., Spitzer L., Banar P. a Konvicka M. 2011: Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering* **43**: 13 – 18.

Urbanová M., Kopecký J., Valášková V., Ságová-Marečková M., Elhottová D., Kyselková M., Moënné-Loccoz Y. a Baldrian P. 2011: Development of bacterial community during spontaneous succession on spoil heaps after brown coal mining. *FEMS Microbiology Ecology* **78**: 59 – 69.

Van Aarde R.J., Ferreira S.M. a Kritzing J.J. 1996: Successional changes in rehabilitating coastal dune communities in northern KwaZulu/Natal, South Africa. *Landscape and Urban Planning* **34**: 277 – 286.

Vaněk P., Dimitrovský K. a Štrudl M. 1998: Ekologická stabilita antropogenních půd. *Zpravodaj Hnědé uhlí* **4**: 5 – 15.

Vojar J., Doležalová J. a Mikešová E. 2003: Druhová diverzita a podobnost společenstev obojživelníků (*Amphibia*) na výsypkách Mostecka a Sokolovska. Str. 64 – 68. In: *COYOUS, konference mladých vědeckých pracovníků, ČZU Fakulta lesnická a environmentální, Praha, 4. – 5. prosince 2003*.

Vojar J. a Doležalová J. 2003: Rozšíření skokana skřehotavého na výsypkách Ústeckého kraje. Str. 143 – 152. In: *Fauna bohemiae septentrionalis, TOMUS 28, Ústí nad Labem*.

Vojar J. 2006: Colonization of postmining landscapes by amphibians: A review. *Scientia Agriculturae Bohemica* **37**: 35 – 40.

Voženílek P. 1999: Obojživelníci a plazi Mostecka. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* **20 – 21**: 55 – 65.

Voženílková K. 2003: Vývoj společenstev stonožek (Chilopoda) v podmínkách primární sukcese na výsypkách v oblasti Sokolovska. Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Biologická fakulta, ČR.

Wali M. K. 1999: Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* **213**: 195 – 220.

Werner K. 1973: Reclamation of Land Damaged by Open-cast Mining – Methods and Results. *Biological Conservation* **4**: 277 – 280.

Wiegleb G. a Felinks B. 2001a: Primary succession in post-mining landscape of Lower Lusatia – chance or necessity. *Ecological Engineering* **17**: 199 – 217.

Wiegleb G. a Felinks B. 2001b: Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Applied Vegetation Science* **4**: 5 – 18.

## PŘÍLOHY

- I. KABRNA, M. Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies* - online version, 2011, roč. 4, č. 2, s. 59-69. ISSN: 1802-4416. (*recenzovaný odborný časopis*)
- II. KABRNA, M. Možnosti aplikace ekologické obnovy na výsypkách hnědouhelných lomů. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 2011, roč. 2011, č. 4, s. 16-22. ISSN: 1213-1660. (*recenzovaný odborný časopis*)
- III. KABRNA, M. – HENDRYCHOVÁ, M. – PRACH, K. Establishment of target and invasive plant species on a reclaimed coal mining dump in relation to their occurrence in the surroundings. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* – přijato 7. 5. 2013. (*vědecký časopis s IF*)
- IV. KABRNA, M. – HENDRYCHOVÁ, M. Creating habitats with prevailing non-productive characters as a contribution to ecological restoration of post-mining landscapes in the Czech Republic. *Landscape Research* – odesláno 23. 5. 2013. (*vědecký časopis s IF*)
- V. KABRNA, M. Analýza dlouhodobých změn v krajině velkoplošně postižené povrchovou těžbou uhlí – případová studie z uhelného revíru v severních Čechách – rozpracováno.
- VI. Přehledem dosavadní publikační činnosti.

## Článek I

### **Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review**

*Journal of Landscape Studies 4 (2): 59-69*



## **Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review**

**Martin Kabrna**

Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýčká 129, Prague 6, 165 21, Czech Republic

---

### **Abstract**

The paper deals with studies on the development of soil conditions (pH, basic nutrients content, activity of extracellular enzymes, microbial biomass, microbial respiration, and soil microstructure), soil organisms (millipedes, terrestrial isopods, soil nematodes, soil macrofauna, and soil algae), invertebrate communities (carabid beetles, ants, and spiders), vertebrate communities (amphibians, reptiles, birds, and mammals), and plant communities on spoil heaps from surface brown coal mining in the north-western part of the Czech Republic. Studies were made either on reclaimed sites (usually with forest plantations) or unreclaimed sites left to spontaneous succession. Some studies focused on differences in development of communities between the two types of post-mining management. Numerous findings of the reviewed studies indicate that spontaneous succession can be a sensible alternative to classical reclamation approaches, especially due to its providing more diverse habitat conditions that can offer refuge for species whose occurrence in the surrounding landscape is sporadic or rare. Although coal mining in both brown coal basins in north-western Bohemia is fading, there will remain a large area of land affected by mining activities. Hence, spontaneous succession should be implemented to a much greater extent as a part of land restoration and present legal constraints upon it should be eased.

*Key words:* Land restoration; Succession; Reclamation; Spoil heap; Brown coal mining.

---

### **1. Introduction**

Since the 1950s, open-pit mining has become one of the principal factors in the landscape of the north-western part of the Czech Republic. Originally flat lands of the coal basins have been completely modified by opencast machines transporting huge amounts of overburden rock from deep pits to elevated spoil heaps. In the North Bohemia Brown Coal Basin, about 90 km<sup>2</sup> has been restored to date by technical reclamation and reclamation is currently in progress on an area of 60 km<sup>2</sup>. Another 120 km<sup>2</sup> is planned to be affected by coal mining in future (unpublished; according to official information provided by mining companies in their annual reports and other sources).

The process of land restoration has been developed together with the advance of open-pit mining. Thus, a methodology of technical reclamation has been elaborated based on both practical experience and experimental results (Štýs et al., 1981; Dimitrovský, 1999; Štýs, 2001; Tischew, 2004). Whether intentionally or incidentally, some parts of spoil heaps also were left to spontaneous development. Natural succession occurred at those places, and that naturally drew the attention of researchers. At present, there are numerous local studies focused on the naturally developing biotopes of spoil heaps (e.g. Bejček and Štátný, 1984; Prach and Pyšek,

\* Corresponding autor; E-mail: kabrna@knc.czu.cz  
Available online at: [www.centrumprokrajinu.cz/jls/](http://www.centrumprokrajinu.cz/jls/)

2001; Hodačová and Prach, 2003; Voženílková, 2003; Vojar, 2006). Sometimes, these contrast with the development of reclaimed sites. This paper provides a detailed review of these studies.

## 2. Development of soil conditions

### 2.1 Chemical, physical and microbial properties

Immediately after dumping, overburden rocks are vulnerable to erosion which leads to leaching of calcium (Čermák et al., 2000a). Hence, the surface of spoil banks is often overlaid by fertile soils (e.g. topsoil, loess) that were stripped before the mining. Sometimes, natural sorbents (e.g. bentonite, marl) or organic composts of local origin have been applied (Čermák et al., 2000a). The intensity of erosion determines further development of the overburden rocks' physical properties, while reforested sites can have a positive impact due to mechanical loosening of the substrate by expanding roots (Jonáš, 1972). Nevertheless, the vertical development of root systems usually reaches a maximum depth of 40 to 70 cm at spoil banks and without taproot development as roots spread mainly in a horizontal direction (Dimitrovský and Štrudl, 2000).

During succession, **pH** (H<sub>2</sub>O) in the topsoil layer has been shown to decrease from an initial value of 8 to about 6.5 (Frouz and Nováková, 2005; Frouz et al., 2008). A similar course of pH development in relation to site age is reported on afforested heaps (*Alnus glutinosa*, *Alnus incana*) – progressing from alkaline on young sites to slightly acidic on older sites (Frouz et al., 2001; Šourková et al., 2005). The effect of surface-level pollutant concentrations on the development of topsoil properties was studied by Vaněk et al. (1998) with a surprising conclusion. The decrease of pH is affected by the composition of planted trees more so than by the accumulation of sulphur in topsoil layers, as pH dropped by 0.8 under deciduous trees but by 2.7 under coniferous monocultures over 28 years of development.

The contents of **C**, **N**, **P**, and **K** in topsoil layers gradually increased during spontaneous succession (Baldrian et al., 2008; Frouz et al., 2008) while the contents of **Na** and **Ca** decreased (Frouz et al., 2008). According to Baldrian et al. (2008), the content of C, N, and P peaked in a 21-

year-old site. At this age, mostly shrubs (*Salix caprea*) occurred. These shade nearly the entire soil surface, resulting in weak herb and grass cover. The dominating *S. caprea* has a high production of litter, which is probably responsible for high phosphate content. Increase of total C and N in topsoil layers occurred also in afforested sites (*A. glutinosa*, *A. incana*), peaking after 15–20 years where there was dense tree cover. Subsequently, their contents stabilized or decreased due to levelling out of litter production (Frouz et al., 2001; Šourková et al., 2005). In comparison with the total C (expressed as C<sub>ox</sub>), the content of which increases with the age of the site, the development of available C (expressed as C<sub>ext</sub>) does not correspond with this growing trend (Helingerová et al., 2010). Although the content of P increased in unreclaimed sites, there were no significant changes of total P in reclaimed sites of differing age (Šourková et al., 2005).

Activity of **extracellular enzymes** in topsoil layers during spontaneous succession (4–45 years old) was studied by Baldrian et al. (2008). Enzymes activity increased during the initial period of primary succession, then stabilized in later periods.

Following the increase of organic C content (Frouz et al., 2006), the **microbial biomass** in topsoil layers during succession also developed in an ascending manner (Frouz and Nováková, 2005; Baldrian et al., 2008). The microbial biomass peaked on sites 10–25 years of age when shrubs were dominant. In later successional stages (26–41 years of age), when shrubs (*S. caprea*) were replaced by trees (*Populus tremula* and *Betula spp.*), the microbial biomass decreased. Frouz and Nováková (2005) report that the microbial biomass ranged from 1.1 to 1.3 mg C<sub>mi</sub>/g of dry matter on later successional sites (26–41 years) in the Sokolov region. On reclaimed sites of different age (15–40 years) located in the North Bohemian Brown Coal Basin, the microbial biomass ranged from 0.3 to 0.5 mg C<sub>mi</sub>/g of dry matter (Růžek et al., 2001). In a comparison of afforested sites and sites left to spontaneous development, the microbial biomass was significantly higher on afforested sites with *Alnus spp.* (Helingerová et al., 2010). Similarly, the rate of microbial biomass increase was greater on afforested sites. The development of microbial biomass corresponded well with **microbial respiration**. In contrast to the

increase of microbial biomass as well as of total C, the microbial respiration decreased with the age of succession (Helingerová et al., 2010). The decrease of microbial respiration may have resulted from the fact that the content of total C increased while that of available C decreased.

Concerning the amount of microbial biomass and enzyme activity, seasonal effect played a principal role in the soils left to natural development (Baldrian et al., 2008).

The development of **soil microstructure** during succession (1–41 years of age) was studied by Frouz and Nováková (2005) and Frouz et al. (2008). In the initial stage (1–14 years), the top layer consisted of clay material that, in some cases, was covered by litter without forming a fermentation or humus layer. In the following stage (15–25 years) with woody vegetation, a dense fermentation layer was developed, consisting mostly of leaf litter fragments and excrements of millipedes, while a humus layer was not yet formed. In later stages (26–41 years) with forest, the activity of earthworms became more pronounced. Earthworms cast formed a substantial portion of the topsoil layer. In the forest stage, mixing of organic matter and mineral particles by earthworms resulted in a shift from moder (typical of intermediate succession stages) to mull in later successional stages. Increased earthworm activity in later successional stages was also responsible for the aforementioned decrease of the organic C content.

## 2.2 Soil organisms

A wide spectrum of **soil organisms** was studied in a chronosequence of sites afforested with alder (Frouz et al., 2001). The counts of bacteria and soil microfungi increased with the age of afforested sites (*A. glutinosa*), while the abundance of soil algae was substantially lower in older sites shaded by trees. Furthermore, the abundances of all soil invertebrates, except for nematodes, increased gradually from younger sites to the older ones and peaked in sites 20–30 years old. After this peak, the abundance either decreased (oribatid mites, lumbricids, diplopods, terrestrial isopods) or increased again, but this increase was either slower (dipteran larvae) or followed a low phase (collembolans, testate amoebae, enchytraeids). In

contrast to the abundance, the species numbers remained with some fluctuation at similar levels or slightly increased with site age. In some groups of soil organisms, no apparent changes of dominants were observed with increasing age of sites; in other groups, euryvalent species were replaced by more specialized species. The most important decomposers were macrosaprophagous invertebrates, mostly dipteran larvae, diplopods, and terrestrial isopods. Partly decayed faecal pellets were concentrated at the interface between organic and mineral layers. Faecal pellets in various stages of decay were transported in the soil profile by earthworms. Moder type of humus, which was formed during the first 20–30 years, shifted to mull in older sites.

Tajovský (2001) studied successive development of **millipede** and **terrestrial isopod** assemblages in afforested sites in Sokolov region. Younger alder plantations proved to be more suitable for recolonization than were the youngest plots. Nevertheless, only density and epigeic activities increased, not the species numbers. Changes occurred in 30-year-old alder plantations, where the species spectrum changed due to the presence of other, usually forest, species. Four millipedes were considered pioneers: *Craspedosoma rawlinsii*, *Julus scandinavicus*, *Polydesmus inconstans* and *P. testaceus*. Terrestrial isopods were absent in the young afforestations. Another study from the region of Most by Tajovský et al. (2010) found a difference in epigeic activities between these two groups of soil fauna: while millipedes were more active in reclaimed plots, terrestrial isopods were more so in succession plots. Moreover, the presence of such species as *Trachelipus nodulosus*, *Megaphyllum unilineatum* and *Kryphioidius occultus* indicates the proximity to xerothermic biotopes of the nearby České Středohoří Mountains.

**Soil nematodes** were studied by Háněl (2002) on reclaimed afforested sites (*A. glutinosa*) of different age. The abundance was rather high on young sites, especially concerning plant parasites and omnivores. It later decreased slightly but increased again on older sites. The nematodes biomass was quite high on young as well as medium-aged sites, but it decreased in the oldest plantations.

**Effects of soil macrofauna** on other soil biota and soil formation were compared for

afforestations (*A. glutinosa* and *A. incana*) 25–30 years old versus 20-year-old succession sites, where alder (*S. caprea*) dominated (Frouz et al., 2006). The abundance of soil macrofauna was higher in reclaimed sites than unreclaimed; reclaimed sites were dominated by earthworms while unreclaimed by millipedes and dipteran larvae. Higher earthworm abundance is responsible for subsequent mixing of the organic and mineral layers, as fragments of organic matter were bound in earthworm casts and mixed into the mineral layer. In unreclaimed sites, by contrast, litter was mainly fragmented by fauna, while faecal pellets together with small particles of organic debris accumulated in the interface between the organic and mineral layers but were not mixed into the mineral layer.

The key role of **earthworms** in litter decomposition and mixing into the mineral layer is in accordance with experimental laboratory findings by Frouz et al. (2007a). A higher abundance of all groups of soil macrofauna in reclaimed sites compared to unreclaimed was also reported by Frouz et al. (2007b), especially concerning earthworms. However, the two types of sites differed in the structure of their earthworm communities. Epigeic species (*Dendrobaena octaedra* and *Lumbricus rubellus*) occurred at both site types, while endogeic species were observed only in reclaimed sites. According to Pižl (2001), endogeic earthworm species appeared in afforested sites as late as 30 years after plantation. Pižl (2001) supposed that successful colonization of spoil heaps is limited by the low locomotion activity of earthworms and by the isolation of spoil heaps. Thus, spoil heaps are probably colonized by passive transport of earthworms in clods of soil or the earthworms are introduced within plant bundles.

The abundance of **soil algae** (cyanobacteria and diatoms) in alder plantations was highest in young sites and decreased with increasing age, whereas green algae were abundant during the entire chronosequence (Lukešová, 2001). Decrease of species diversity in older sites seemed to be caused by reduced light conditions due to increased vegetation cover and litter accumulation.

### 2.3 Conclusions and recommendations

Soil restoration is one of the principal preconditions for the restoration of fully functional ecosystems on spoil heaps (Frouz, 1999). Successive development of soil conditions, humus, and soil organisms is always affected by the development of vegetation cover. This is a dynamic system where biotic and abiotic components interact mutually (Rusek, 2000). Considering microbial properties, the development of soils is influenced by accumulation of organic matter and subsequent decomposition and distribution of organic matter within the soil profile as a result of activities among soil organisms (Frouz and Nováková, 2005). From the viewpoint of post-mining management, forest reclamation can promote biological activity of newly formed soils in initial and intermediate stages of their development (Frouz et al., 2007b; Helingerová et al., 2010). However, this positive effect fades with increasing age of sites. Thus, differences between forest sites about 40 years old, whether reclaimed or unreclaimed, are only minor. This supports the idea that spontaneous development may represent a sensible alternative to classical reclamation, particularly if speed of reclamation is not a major concern (Frouz et al. 2007b). When planting of trees is needed, deciduous trees should be preferred to coniferous ones as they produce more litter and their litter is also more easily decomposable (Frouz, 1999). If spontaneous succession is chosen, limited migration ability of soil organisms should be taken into consideration. The speed of colonization is determined by the distance of source biotopes and spatial interconnection between these refuge sites and newly formed biotopes on spoil heaps. Sometimes, migration can be directly stimulated by inoculation – establishing random strips of freshly stripped topsoil (Frouz, 1999). Furthermore, the development of soil organisms can be promoted by preserving the heterogeneity of heaps structure (i.e. depressions and elevations). Litter accumulates preferably in depressions, thus enhancing the development of soil biota (Frouz, 1999; Frouz and Nováková, 2005; Helingerová et al., 2010).

It should be noted that most of the aforementioned studies were performed in the Sokolov region, and if there is a reference to forest reclamation then this most often consisted of alder

plantations. Litter production from alder species is rather high, thus contributing to formation of the most favourable types of humus (Vaněk et al., 1998). Nevertheless, the share of alder species in reforestation of heaps in the Most region is only about 20% of all species. The question remains if the aforementioned trends of the soil development under forest plantation can be applicable to forest reclamation with a prevailing proportion of target species and not only melioration trees. It is possible that a somewhat different spectrum of leaf litter can result in slower accumulation of organic matter and subsequently slower development of microbial biomass.

### 3. Development of invertebrates

In general, invertebrate communities on spoil heaps tended to be more diverse on forest sites originating from spontaneous succession rather than on those established by reforestation (Hendrychová et al., 2008). Nevertheless, higher diversity of invertebrates in spontaneous forest results mainly from diversity in habitat (e.g. surface heterogeneity, microclimate, and humidity), varying vegetation cover, and diverse food and nutrient relationships between those organisms present more than from the manner of forest establishment. Such unreclaimed sites can also provide refuge for rare species which are absent on reclaimed sites. The two types of forest sites also differed in the structure of their invertebrate communities. Unreclaimed sites were dominated by insects, and especially dipterous and true bugs (*Heteroptera*), whereas crustaceans prevailed on reclaimed sites.

#### 3.1 Beetles (Coleoptera) – carabid beetles (Carabidae)

Macropterous species of carabids, such as *Amara aulica* or *Trechus quadristriatus*, were among the dominant species on young succession stages, suggesting that flight is a major factor influencing the spread of carabids on young spoil heaps (Hejkal, 1985). Moreover, those species are characterized by a developmental type having larval dormancy and/or nocturnal activity. They often occupy xerothermic habitats and are active at night. Hence, they are capable of colonizing young

spoil heaps with extreme microclimatic conditions. A comparative study between forest reclamation and forests developed by spontaneous succession revealed significantly higher abundance and diversity of carabids on unreclaimed sites (Hendrychová et al., 2008). However, the study proved a significant difference in ecological characteristics of the compared sites, such as measured by presence of birch or humidity, which were responsible for the higher diversity on succession sites.

#### 3.2 Ants (Formicidae)

Young successions on spoil heaps, such as the Vintřovská spoil heap in the Sokolov region, were not preferably colonized by ants. Their communities were low in species numbers and usually were dominated by one species – *Lasius niger* (Frouz, 1996). Dominant occurrence of this species in initial succession stages with herb and shrub cover also was reported by Holec and Šlahorová (2005) and Holec and Frouz (2005). At older sites, soil surface is shaded by compact tree cover which has an adverse affect on the abundance and biomass of ants due to inconvenient ground thermal regime. Late succession stages on spoil heaps were comparable with the surrounding landscape from the viewpoint of the overall numbers of species (Holec and Frouz, 2005). The numbers of species rose with the increasing age of the site, but that applied only to non-forest habitat. In forest plantations, changes of species number over time were minor and overall species diversity was generally lower. Young plantations were dominated by *L. niger*. The abundance of *L. niger* decreased as the tree cover developed and shaded the soil surface. Then forest species began to occur, such as *Myrmica rubra* that usually live in fallen trees (Holec and Frouz, 2005). Concerning the species pool, nearly every ant species living in the surrounding landscape was able to colonize spoil heap habitats, although their occurrences there can be rather rare (Holec and Frouz, 2005). Successful spoil heap colonizers are *L. niger* and *Manica rubida*, whereas species such as *Lasius flavus*, *Myrmica ruginodis*, *Myrmica rubra* and *Myrmica scabrinodis* strictly prefer habitats other than those on spoil heaps (Holec and Frouz, 2005). Colonization of spoil heaps by *L. niger* is

determined by vegetation density, as it preferred to nest in grass edges (Holec et al. 2006). Dense grass cover of *Calamagrostis epigejos* was a constraint on nesting for almost all ant species found (Holec and Frouz, 2007).

### 3.3 Spiders (Araneae)

As true for ants, habitat preferences also play a key role in the development of spider communities on spoil heaps. Holec (1999) studied succession of spiders in alder plantations (*A. glutinosa*) of various age. The greatest abundance as well as species diversity were reported in young plantations of small saplings, where non-forest expansive species (especially family *Gnaphosidae*) were dominant. Subsequently, both abundance and diversity sharply decreased with increasing tree cover. A slight increase of both parameters was observed in forest plantations about 24 years old. The oldest succession stages of forest plantations with suppressed herb cover were characterized by the lowest species diversity and abundance. As the tree cover developed and the soil surface was more and more shaded, non-forest specialized species retreated and typically forest species appeared (family *Amaurobiidae*). Representative of other recorded families, *Lycosidae* and *Linyphiidae*, occurred during the whole chronosequence. Moreover, some rare species also were recorded such as *Metopobactrus prominulus*, *Poecilonetia variegata* and *Centromerita concinna*.

### 3.4 Conclusions and recommendation

Spoil heaps from brown coal mining can provide interesting biotopes for various groups of invertebrates (e.g. ants, spiders), especially if they are left to spontaneous development where open areas are preserved to a great extent (Holec, 1999; Holec and Frouz, 2005). When spoil heaps are reforested, invertebrate communities tend to develop towards typical forest communities and with quite low diversity in the final succession stages when herb cover is sparse (Holec, 1999; Holec and Frouz, 2005). In general, invertebrate communities are more diverse in spontaneously developed forests compared to forest plantations (Hendrychová et al., 2008). What matters is not the

post-mining management of the spoil heaps but the habitat heterogeneity of unreclaimed sites.

## 4. Development of vertebrates

### 4.1 Amphibians and reptiles

The following species were observed on spoil heaps from brown coal mining (Voženílek, 1999; Doležalová and Mach, 2002; Vojar et al., 2003): smooth newt (*Triturus vulgaris*), great crested newt (*Triturus cristatus*), common toad (*Bufo bufo*), green toad (*Bufo viridis*), natterjack toad (*Bufo calamita*), common spadefoot (*Pelobates fuscus*), fire-bellied toad (*Bombina bombina*), agile frog (*Rana dalmatina*), marsh frog (*Rana ridibunda*), common frog (*Rana temporaria*), moor frog (*Rana arvalis*), edible frog (*Rana kl. esculenta*), and grass snake (*Natrix natrix*). Some species are quite abundant (e.g. smooth newt, common toad or marsh frog), while occurrence of other species is sporadic or rare (e.g. fire-bellied toad, agile frog). Within the territory of coal basins located in north-western Bohemia (North Bohemian Brown Coal Basin, Sokolov basin), some species were characteristic for one coal basin, other species for the other (Vojar et al., 2003). Nevertheless, species diversity was similar in both coal basins. Some species preferably colonized spoil heaps at a certain stage of succession, such as that green toad preferred young successions, whereas smooth newt was observed on sites 12–21 years old, where aquatic vegetation was suitably developed (Vojar and Doležalová, 2003). Marsh frog is a very successful colonizer of spoil heaps, as it first occurs in water bodies at the foot of the spoil heap, from which juvenile individuals migrate further to the spoil heap (Vojar and Doležalová, 2003).

### 4.2 Birds

The total number of bird species breeding on spoil heaps as well as their total density increased from the heaping up to the last investigable development stage of spoil heaps left without human impact (Bejček and Šťastný, 1984). The semi-desert character of spoil heaps in their initial stages (2–3 years after heaping) represents a convenient biotope for wheatear (*Oenanthe oenanthe*), tawny

pipit (*Anthus campestris*) or skylark (*Alauda arvensis*). On spoil heaps 6 years after heaping total density of the three aforementioned species increased substantially, and there appeared three new species – whinchat (*Saxicola rubetra*), whitethroat (*Sylvia communis*) and tree pipit (*Anthus trivialis*) – as a result of substantial increase in herb cover. On spoil heaps 25 years after heaping, characterized by more continuous stands of perennial grasses and dotted with shrubs, typical bird species are red-backed shrike (*Lanius collurio*), barred warbler (*Sylvia nisoria*) and tree pipit (*Anthus trivialis*). Young forest plantations on spoil heaps (6 years after reclamation) are dominated by skylark (*Alauda arvensis*), whereas older forest plantations (about 20 years after reclamation) had distinctly increased their number of species bound to woody plants – e.g. great tit (*Parus major*), blackcap (*Sylvia atricapilla*), common blackbird (*Turdus merula*) or willow warbler (*Phylloscopus trochilus*) – and the species bound to open areas had disappeared. The forest reclamation at the beginning inhibits somewhat the succession of bird communities, but later it appears to be a highly positive factor in accelerating the succession towards the final community (Bejček and Šťastný, 1984). Hendrychová et al. (2009) proved that the post-mining management, i.e. the succession or reclamation, is closely linked with biotope attributes. Sites left to spontaneous succession are characterized by higher number of ecotones, which correlates with increasing open patches within forest plantations. Obviously, this factor caused the increasing diversity of bird communities on spoil heaps. Therefore, it is recommended to combine forest reclamations with sites left to spontaneous succession, and especially where the terrain is broken (Hendrychová et al., 2009).

#### 4.3 Mammals

Bejček (1981) made a detailed study on colonization of spoil heaps by small mammals. Shortly after heaping, spoil heaps were colonized by wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). Then, common vole (*Microtus arvalis*) appeared as the grass cover was more developed. Finally, common vole became the distinctly dominant species (83.6%) and wood mouse, which requires bare

ground, decreased in abundance. The shrew population (*Sorex spp.*) remained at the same level from their first occurrence on the spoil heap. Forest reclamation had a strong impact on communities of small mammals. It accelerated the development of small mammals towards the target woody communities, which is reflected in the species structure. Although the relative share of common vole was still high (69.3%), typical forest species appeared, i.e. bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*), which do not occur on unreclaimed sites. In contrast to unreclaimed sites, the species diversity index and species evenness index were higher on forest plantations due to the increase in species number. A positive influence of forest reclamation on species diversity was also reported by Slábová et al. (2008). Furthermore, even higher species diversity can be found in water bodies and wetlands established by hydric reclamation, as many species of small mammals are bound to hygrophytic biotopes. Bejček (1981) came to a conclusion that unreclaimed sites can serve as refuges or sources for populations of common vole, which is an important pest causing harm to crop fields. Thus, it can have a negative impact on agricultural land established on spoil heaps if adjacent area is left to spontaneous development. Forest reclamation represents an effective means of pest control in relation to disrupting common vole.

#### 4.4 Conclusions and recommendations

The occurrence of amphibians on spoil heaps is determined by the existence of water bodies and their quality. They usually arise spontaneously during heaping of overburden into spoil heaps, but they are often cleared as part of technical reclamation (Vojar and Doležalová, 2003). More important than the existence is the number of water bodies on the spoil heap (Vojar and Doležalová, 2003). Hygrophytic biotopes with aquatic vegetation provide shelter not only for amphibians, but also for birds (Bejček and Šťastný, 1984) and small mammals (Slábová et al., 2008). Although an industrial landscape, such as an open-pit mine, can provide various opportunities for nesting adaptation of birds (Flousek, 1989), spoil heaps are very suitable areas where species diversity of birds can reach high values. For purposes of promoting

species diversity, habitat heterogeneity should be a major concern, i.e. it is recommended to combine forest plantations with open forest-free patches, young succession sites, and wetlands (Bejček and Šťastný, 2000; Hendrychová et al., 2009). Only great diversity of landscape features can ensure high species diversity among animals living on spoil heaps.

## 5. Development of plant communities

The basic scheme of spoil heaps colonization by individual plant species was described by Prach (1987). The first years of succession were dominated by annuals (i.e. *Polygonum lapathifolium*, *Senecio viscosus*, *Chenopodium* spp.) and biennials (i.e. *Carduus acanthoides*). About 15 years after heaping the herb cover reached almost 100% and perennials began to prevail (e.g. *Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris*) and later expanded (especially *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*). Tree species usually remained with a lower share in total cover, and often just a few species appeared (e.g. *Sambucus nigra* and *Betula pendula*). At the beginning, the development of tree cover is limited by extreme abiotic conditions; later it is constrained by the dense grass cover. Total tree cover usually comes to about 10% (Prach, 1994; Prach and Pyšek, 1994).

The tree cover on spoil heaps in the Most region reached at maximum 30% due to the warm and dry climate, even in late succession stages (Prach et al., 2009a). In the Sokolov region, by contrast, with its wetter and colder climate, the succession course is rather different. The share of annuals is lower at the beginning, these are replaced by perennials very early, and the share of trees is also much higher.

The speed of succession can be slower on the dry elevation tops and on south-facing slopes, while it is faster on sandy or gravel substrates (Prach et al., 1999). The aforementioned succession sequence applies to most types of relief, except for waterlogged depressions and steep slopes. Water bodies in depressions are colonized by *Typha latifolia*, which is later replaced by *Phragmites australis*. Water in depressions is usually oligotrophic, but it tends to become eutrophied quickly by vegetation litter from the

surroundings (Přikryl, 1999). Steep slopes are often successfully colonized only by species with vegetative dispersal, such as *Tussilago farfara*.

The first afforestations were carried out in the 1940s (Dimitrovský and Štrudl, 2000) using mainly melioration trees and excluding coniferous ones due to extreme ambient air pollutant levels (Štýs, 2001). Nevertheless, even the forest plantations develop spontaneously when silvicultural treatment is completed. Such spontaneous development can lead to valuable ecosystems. A typical example is the Kopistská spoil heap in the Most region, which was reclaimed during the 1960s and 1970s and today is an important natural protected area (Lipský, 2007).

From the viewpoints of growth dynamics and mortality on spoil heaps, the best results were achieved by *A. glutinosa* and *Acer* sp. (Kupka and Dimitrovský, 2006). Moreover, *Larix decidua* and *Populus tremula* are among those tree species whose growth vitality is very good (Čermák et al., 2000b).

## 5.1 Conclusions and recommendations

Spoil heaps from brown coal mining are sites having nearly 100% potential for their spontaneous restoration. Vegetation cover reaches 100% about 15 years after heaping, and after about 30 years a late succession stage of dense grass cover with spotted trees is achieved that is stable on a long-term basis (Prach, 2003). Pecharová et al. (2000) describe three types of potential forest vegetation for the Sokolov region (wetland alder forests, acidophilic oak forests, pine-oak forests), though their establishment requires reclamation measures. Here, managed succession can occur instead of reclamation works and lead to forest-steppe-like vegetation. Forest reclamation accelerates development towards the final forest biotope, but, because biotopes from spontaneous succession are colonized by many rare or preserved species, such biotypes should to a certain extent be preserved (Bejček et al., 2006).

## 6. Overall conclusions

Reclamation of land affected by coal mining has a long tradition in the brown coal districts of central



Europe. According to law, mining companies are obliged to carry out reclamation of any land affected by mining. In the former Czechoslovakia, the legal obligation to reclaim was founded in the mining act of 1957 (Štýs, 2001). Similar laws were established in the former East Germany in 1969 (Werner, 1973), in the UK in 1981, and in the USA in 1977 (Tomlinson, 1984). Along with land reclamation, devastated areas came into the focus of researchers dealing with land restoration. Hence, numerous studies were conducted in recent decades with focus on the development of biotic as well as abiotic components of ecosystems (Hendrychová, 2008). There is a consensus among researchers today that spontaneous succession can be a sensible alternative to prevailing technical reclamations (Bradshaw, 1997; Wiegleb and Felinks, 2001; Dworschak, 2003; Prach, 2006; Prach 2009a). Nevertheless, the acceptable extent of spontaneous succession should be determined as should all constraints that limit a wider implementation of spontaneous succession into the current reclamation practice.

### Acknowledgments

I thanks to G. A. Kirking for his useful linguistic advice and anonymous referees for valuable comments and constructive criticism on previous versions of the manuscript.

### References

- Baldrian, P., Trögl, J., Frouz, J., Šnajdr, J., Valášková, V., Merhautová, V., Cajthaml, T., Herinková, J. 2008. Enzyme activities and microbial biomass in topsoil layer during spontaneous succession in spoil heaps after brown coal mining. *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 2107–2115.
- Bejček, V. 1981. Vliv lesnické rekultivace výsypek po povrchové hnědouhelné těžbě na společenstva drobných savců. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 3: 117–131.
- Bejček, V., Sklenička, P., Šťastný, K. 2006. Lze využít přirozenou sukcesí při rekultivaci výsypek? *Veronika*, 20: 1–4.
- Bejček, V. and Šťastný, K. 1984. The succession of bird communities on spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska*, 32: 245–259.
- Bejček, V. and Šťastný, K. 2000. Využití populací a společenstev ptáků a savců pro hodnocení stavu prostředí v oblastech postižených povrchovou těžbou hnědého uhlí. URL: [http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A\\_09.pdf](http://www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A_09.pdf). [accessed 16 June 2010].
- Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering*, 8: 255–269.
- Čermák, P., Kohel, J., Balcarová, E., Měšková, L., Jarošová, I. 2000a. Vodní režim antropogenních půd. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4: 47–54.
- Čermák, P., Měšková, L., Jarošová, I., Balcarová, E. 2000b. Růstová vitalita dřevin na výsypkách severočeské hnědouhelné pánve. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4: 55–66.
- Dimitrovský, K. 1999. Zemědělské, lesnické a hydrické rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Ústav zemědělských a potravinářských informací. *Metodiky pro zemědělskou praxi*: 14/1999, Prague.
- Dimitrovský, K. and Štrudl, M. 2000. Fytopcenologické zhodnocení výsypek v oblasti Sokolovska. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 2: 59–66.
- Doležalová, J. and Mach, V. 2002. Výskyt obojživelníků na vybraných vodních lokalitách Hornojitětické a Kopistské výsypky. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 24: 75–79.
- Dworschak, U. 2003. The role of succession in reclamation – opportunities and constraints: Experience gained in the Rhenish lignite mining area. *Surface Mining, Braunkohle and Other Minerals*, 55: 51–60.
- Flousek, J. 1989. Hnízdní adaptace ptáků v prostoru povrchového dolu. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 11–12: 71–81.
- Frouz, J. 1996. Mravenci (Hymenoptera: Formicidae) na výsypce po těžbě hnědého uhlí a v jejím okolí na Sokolovsku. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 18: 45–51.
- Frouz, J. 1999. Obnova společenstev půdních organismů na plochách lesnicky rekultivovaných hnědouhelných výsypek a jejich význam pro tvorbu půdy. *Ochrana přírody*, 5: 157–159.
- Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V., Šourková, M. 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology*, 33: 308–320.
- Frouz, J., Elhottová, D., Pižl, V., Tajovský, K., Šourková, M., Píček, T., Malý, S. 2007a. The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: A laboratory study. *Applied Soil Ecology*, 37 (1–2): 72–80.
- Frouz, J., Keplín, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., Nováková, A., Balík, V., Háněl, L., Materna, J., Düker, Ch., Chalupský, J., Rusek, J., Heinkele, T. 2001. Soil biota and upper soil layer in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering*, 17: 275–284.
- Frouz, J. and Nováková, A. 2005. Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma*, 129: 54–64.
- Frouz, J., Pižl, V., Tajovský, K. 2007b. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology*, 43: 184–189.
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J., Řehouňková, K. 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44: 109–121.
- Háněl, L. 2002. Development of soil nematode communities on coal-mining dumps in two different landscapes and

- reclamation practices. *European Journal of Soil Biology*, 38: 167–171.
- Hejkal, J. 1985. The development of a carabid fauna (Coleoptera, Carabidae) on spoil banks under conditions of primary succession. *Acta Entomologica Bohemoslovaca*, 82: 321–346.
- Helingerová, M., Frouz, J., Šantrůčková, H. 2010. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering*, 36: 768–776.
- Hendrychová, M. 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies*, 1: 63–78.
- Hendrychová, M. and Kabrna, M. 2008. Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe - možnost uplatnění spontánní sukcese. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4: 2–9.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A. 2008. Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies*, 1: 169–187.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M. 2009. Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě uhlí. *Sylvia*, 45: 177–189.
- Hodačová, D. and Prach, K. 2003. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology*, 11: 1–7.
- Holec, M. 1999. Spiders (*Araneae*) in alder plantations of various age on heaps after brown coal mining. In: Tajovský, K. and Pižl, V. (eds.): *Soil zoology in Central Europe*. ISB AS ČR, České Budějovice, Czech Republic, pp. 81–90.
- Holec, M. and Frouz, J. 2005. Ant (*Hymenoptera: Formicidae*) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia*, 49: 345–357.
- Holec, M. and Frouz, J. 2007. Vliv třtin rodu *Calamagrostis* na dřevní hnízda mravenců v olšových výsadbách hnědouhelných výsypků na Sokolovsku. *Studia Oecologica*, 1 (1): 52–56.
- Holec, M., Frouz, J., Pokorný, R. 2006. The influence of different vegetation patches on the spatial distribution of nest and the epigeic activity of ants (*Lasius niger*) on a spoil bank after brown coal mining (Czech Republic). *European Journal of Soil Biology*, 42: 158–165.
- Holec, M. and Šlahorová, O. 2005. Předběžné výsledky průzkumu mravenců na území postiženém těžbou hnědé uhlí v Ústí nad Labem (*Hymenoptera: Formicidae*). *SBorník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 27: 11–14.
- Jonáš, F. 1972. Tvorba půdy na výsypkách složených z šedých miocenních jílnů v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru. *Lesnictví*, 18: 117–141.
- Kupka, I. and Dimitrovský, K. 2006. Silvicultural assessment of reforestation under specific spoil bank condition. *Journal of Forest Science*, 52: 410–416.
- Lipský, Z. 2007. Rekultivace Kopistské výsypky: vznik regionálního biocentra v devastované krajině. Reclamation of the Kopistská spoil bank: the origin of the regional biocentre in devastated landscape. In: Kol.: *Ekologie krajiny v ČR - Těžba nerostných surovin a ochrana přírody*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic, pp. 118–127.
- Lukešová, A. 2001. Soil Algae in Brown Coal and Lignite Post-Mining Areas in Central Europe (Czech Republic and Germany). *Restoration Ecology*, 9: 341–350.
- Pecharová, E., Wotavová, K. and Sýkorová, Z. 2000. Perspektiva vegetace výsypkových lokalit Sokolovska. Online: <http://home.zf.jcu.cz/public/departments/lae/text/2000/5vegetaceSU.pdf>. [accessed 16 June 2010].
- Pižl, V. 2001. Earthworm Succession in Afforested Colliery Spoil Heaps in The Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology*, 9: 359–364.
- Prach, K. 1987. Succession of Vegetation on Dumps from Strip Coal Mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 22: 339–354.
- Prach, K. 1994. Succession of woody species in derelict sites in Central Europe. *Ecological Engineering*, 3: 49–56.
- Prach, K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science*, 6: 125–129.
- Prach, K. 2006. Příroda pracuje zadarmo. Technické nebo přírodní rekultivace? *Vesmír*, 85: 272–277.
- Prach, K. 2009. Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy. *Živa*, 1: 22–24.
- Prach, K., Frouz, J., Karešová, P., Konvalinková, P., Koutecká, V., Mudrák, O., Novák, J., Řehounek, J., Řehouneková, K., Tichý, L., Trnková, R., Tropek, R. 2009a. Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa*, 2: 68–72.
- Prach, K. and Pyšek, P. 1994. Spontaneous Establishment of Woody Plants in Central European Derelict Sites and Their Potential for Reclamation. *Restoration Ecology*, 2: 190–197.
- Prach, K. and Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering*, 17: 55–62.
- Prach, K., Pyšek, P., Šmilauer, P. 1999. Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system. *Restoration Ecology*, 7: 15–23.
- Příkryl, I. 1999. Nová příležitost v krajině – výsypky hnědouhelných lomů. *Ochrana přírody*, 54: 190–192.
- Rusek, J. 2000. Živá půda (5): Sukcesní vývoj půdy a ekosystémů. *Živa*, 5: 217–221.
- Růžek, L., Voříšek, K., Sixta, J. 2001. Microbial Biomass-C in Reclaimed Soil of the Rhineland (Germany) and North Bohemia Lignite Mining Areas (Czech Republic): Measured and Predicted Values. *Restoration Ecology*, 4: 370–377.
- Slábová, M., Broumová, H., Pecharová, E. 2008. Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal mining. ID 102. In: 10<sup>th</sup> International Mine Water Association Congress, Karlovy Vary, Czech Republic, 2–5 June 2008.
- Šourková, M., Frouz, J., Šantrůčková, H. 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma*, 124: 203–214.
- Štýs, S. 2001. Rekultivace Severočeského hnědouhelného revíru v proměněných časech. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4: 5–29.
- Štýs, S., Dimitrovský, K., Jonáš, F., Kostruch, J., Neuberg, Š., Pařízek, J., Patejdl, C., Smolík, D., Špiřík, F., Thiele, V., Toběrná, V., Vesecský, J. 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. Státní nakladatelství technické literatury, Prague.
- Tajovský, K. 2001. Colonization of Colliery Spoil Heaps by Millipedes (*Diplopoda*) and Terrestrial Isopods (*Oniscidae*) in the Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology*, 9: 365–369.
- Tajovský, K., Hendrychová, M., Aurová, K. 2010. Mnohož-

- ky, stonožky a suchozemští stejnonožci hnědouhelných výsypek na Mostecku – předběžné výsledky. 7. česko – slovenský myriapodologický seminář, České Budějovice, 8–9 April 2010. Institute of soil biology, Academy of Sciences, České Budějovice, , Czech Republic, pp. 16–17.
- Tischew, S. (ed.). 2004. Renaturierung nach dem Braunkohleabbau. Teubner-Verlag Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden.
- Tomlinson, P. 1984. Evaluating the success of land reclamation schemes. *Landscape Planning*, 11: 187–203.
- Vaněk, P., Dimitrovský, K., Štrudl, M. 1998. Ekologická stabilita antropogenních půd. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4: 5–15.
- Vojar, J. 2006. Colonization of postmining landscapes by amphibians: A review. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 37: 35–40.
- Vojar, J. and Doležalová, J. 2003. Rozšíření skokana skřehotavého na výsypkách Ústeckého kraje. In: *Fauna bohemiae septentrionalis*, TOMUS 28, Ústí nad Labem, Czech Republic, pp. 143–152.
- Vojar, J., Doležalová, J., Mikešová, E. 2003. Druhová diverzita a podobnost společenstev obojživelníků (*Amphibia*) na výsypkách Mostecká a Sokolovska. In: COYOUS, konference mladých vědeckých pracovníků, ČZU Fakulta lesnická a environmentální, Prague, 4–5. December 2003. Faculty of environmental sciences, Prague, , Czech Republic, pp. 64–68.
- Voženílek, P. 1999. Obojživelníci a plazi Mostecká. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 20–21: 55–65.
- Voženílková, K. 2003. Vývoj společenstev stonožek (Chilopoda) v podmínkách primární sukcese na výsypkách v oblasti Sokolovska. Unpublished thesis, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.
- Werner, K. 1973. Reclamation of Land Damaged by Open-cast Mining – Methods and Results. *Biological Conservation*, 4: 277–280.
- Wiegleb, G. and Felinks, B. 2001. Primary succession in post-mining landscape of Lower Lusatia – chance or necessity. *Ecological Engineering*, 17: 199–217.

## Článek II

### **Možnosti aplikace ekologické obnovy na výsypkách hnědouhelných lomů**

*Zpravodaj Hnědé uhlí 4: 16-22*

## Možnosti aplikace ekologické obnovy na výsypkách hnědouhelných lomů

Mgr. Martin Kabrna

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, kabrna@knc.czu.cz

Přijato: 31. 1. 2011, recenzováno: 19. 8. a 28. 8. 2011

### Abstrakt

Ekologická obnova člověkem narušené krajiny se v posledních letech stává stále častěji tématem diskuse nejen mezi odbornou, ale i laickou veřejností. Klíčovým aspektem ekologické obnovy je zvolený stupeň obnovy, kterého má být dosaženo, přičemž je možné rozlišovat tři úrovně – rekultivace, rehabilitace a skutečná obnova původního stavu. V praxi často bývá reálná pouhá rekultivace, popřípadě rehabilitace, neboť skutečná obnova může být zcela nereálná či ekonomicky neúnosná. Cílem ekologické obnovy bývá obnova ekosystémových funkcí nebo struktury ekosystémů, kdy jde především o obnovu biodiverzity. Řada dosavadních výzkumů prokazuje, že tohoto cíle je možné dosáhnout s využitím přirozené či usměrňované sukcese, která má oproti klasické rekultivaci celou řadu předností. Zatímco v případě maloplošných těžeben, jako např. kamenolomů, není pochyb o možnosti uplatnění sukcese jako plnohodnotné náhrady rekultivace, u velkoplošných těžeben, jako např. výsypek hnědouhelných lomů, může být diskutabilní otázkou praktická možnost rozsahu jejího uplatnění s ohledem na další aspekty obnovy krajiny – společenské, báňsko-technologické, legislativní, majetkoprávní apod. V každém případě i zde může být přirozená sukcese více využívána, než je tomu nyní.

### Ecological restoration as a possible way for reclamation of spoil bank after brown coal mining

Ecological restoration of landscape affected by man has recently gathered an increasing attention of professionals as well as the public. The key aspect of any ecological restoration is the chosen level of restoration which has to be achieved. Theoretically, three levels can be distinguished – reclamation, rehabilitation, and restoration. In practise, only reclamation is usually feasible, or rehabilitation in some cases. In most cases, the true restoration is economically unbearable and therefore unrealistic. The major goal of ecological restoration is reestablishment of ecosystem function or ecosystem structure, which usually means biodiversity. Many recent studies have proved that spontaneous or assisted succession can be of great use in order to achieve this goal, having many benefits in comparison to traditional land reclamation. When concerning small-scale mining sites, such as stone quarries, succession can completely substitute traditional reclamation. Whereas in the case of large-scale mining sites, such spoil banks after brown coal mining, practical application of succession can be widely discussed with regard to other relevant aspects of landscape restoration, such as social, mining and technological, legal aspects, or aspects affecting property rights. On all accounts, spontaneous succession could be used more often for spoil bank reclamation than it is at present.

### Anwendungsmöglichkeiten der umweltfreundlichen Wiederherstellung auf den Kippen der Braunkohlentagebaue

Eine ökologische Wiederherstellung der von Menschen zerstörten Landschaft wird in den letzten Jahren immer mehr zum Thema der Diskussion nicht nur zwischen der Fach-, sondern auch Laienöffentlichkeit. Der Schlüsselaspekt einer ökologischen Wiederherstellung ist eine ausgewählte Stufe der Herstellung, die erreicht werden soll, wobei man drei Ebene – Rekultivierung, Rehabilitation und die tatsächliche Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes - unterscheiden kann. In Praxis ist oft bloße Rekultivierung, bzw. Rehabilitierung real, weil eine tatsächliche Wiederherstellung ganz unreal oder wirtschaftlich nicht tragfähig sein kann. Das Ziel der ökologischen Wiederherstellung ist eine Wiederherstellung der Funktionen des Ökosystems oder der Struktur des Ökosystems, wobei es vor allem um Wiederherstellung der Biodiversität geht. Eine Reihe der bisherigen Untersuchungen beweist, dass dieses Ziel unter Nutzung der natürlichen oder gelenkten Sukzession erreicht werden kann, die gegenüber der klassischen Rekultivierung eine Reihe von Vorteile hat. Während im Fall der kleinen Grubenbetriebe, wie z.B. Steinbrüche, gibt es keine Zweifel über die Möglichkeit, die Sukzession als einen vollwertigen Ersatz einer Rekultivierung anzuwenden, bei der großen Grubenbetrieben, wie z.B. Kippen der Braunkohlentagebaue, kann die Frage des praktischen Umfanges diskutabel sein mit Hinsicht auf weitere Aspekte der Wiederherstellung der Landschaft – gesellschaftliche, bergbau-technologische, gesetzgebende, vermögensrechtliche usw. Auf jeden Fall auch hier kann die natürliche Sukzession mehr genutzt werden, als sie heute ist.

**Klíčová slova:** ekologie obnovy, ekologická obnova, sukcese.

**Keywords:** restoration ecology, ecological restoration, succession.

### 1 Úvod

Sukcese, jako ekologický fenomén, je v odborných vědeckých časopisech relativně častým tématem. Nicméně v posledních několika letech lze zaznamenat, že sukcese získává zvýšenou publicitu i v populárně naučných či společenských periodících, a to často ve spojení s možnostmi jejího uplatnění při obnově krajiny po těžbě, zejména v kontrastu s dosud převládající

dající rekultivací [2,31,32]. Zvýšená mediální pozornost věnovaná sukcesi může souviset s rostoucím tlakem na její větší prosazení do rekultivační praxe ze strany vědců, kteří se sukcesí dlouhodobě zabývají, avšak neshledávají se s dostatečnou odezvou u orgánů státní správy či samotných těžářů. Právě nedostatečná komunikace mezi výzkumem, praxí i státní administrativou byla mimo jiné i důvodem konání debat o možnostech aplikace rekultivačního výzkumu do praxe

právě s důrazem na sukcesi [10]. Tato debata z počátku roku 2008 pomyslně odstartovala sérii odborných seminářů organizovaných neziskovou organizací Calla, které následně vedly k formulaci stanoviska vědců a dalších zainteresovaných osob, v němž je požadováno, aby se přírodě blízké formy obnovy těžbou narušených území staly rovnocennou alternativou rekultivací [4]. Modifikace současné rekultivační praxe s důrazem na větší začlenění přírodě blízkých forem obnovy je rovněž předmětem projektu realizovaného za podpory Státního fondu životního prostředí ČR a Ministerstva životního prostředí ČR [5], v jehož rámci se momentálně připravuje paragrafované znění pozměňovacích návrhů příslušných právních norem. Je tedy pravděpodobně jen otázkou času, kdy se tlak na větší uplatnění sukcese promítne i do legislativních předpisů.

Cílem tohoto příspěvku je poukázat na skutečnost, že možnosti většího uplatnění přirozené či usměrňované sukcese při obnově krajiny narušené těžbou jsou nejen podloženy dlouholetým výzkumem, ale zároveň se jedná o přístup, jehož základy vycházejí z poměrně nového vědního oboru, kterým je ekologie obnovy.

## 2 Základní principy ekologie obnovy

Podle definice Mezinárodní společnosti pro ekologickou obnovu (*Society for Ecological Restoration - International*) je ekologická obnova procesem asistované obnovy ekosystému, který byl degradován, poškozen nebo zničen [22]. Zatímco termín „ekologie obnovy“ se používá pro pojmenování teoretického vědního oboru, pojmem „ekologická obnova“ se pak označuje uplatňování těchto teoretických poznatků v praxi. Klíčovým aspektem ekologie obnovy je společenský kontext této vědní disciplíny, neboť jen ten může zaručit dlouhodobou udržitelnost jakýchkoli prováděných opatření ekologické obnovy. A právě otázka udržitelnosti je klíčová při plánování ekologické obnovy.

### 2.1 Cíle ekologické obnovy

Jedním ze základních cílů ekologické obnovy je obnova biodiverzity [8]. Zatímco biodiverzita může být chápána na několika úrovních: genetická, druhová či ekosystémová, nejčastěji je pod tímto termínem myšlena diverzita druhová. V tom případě bychom měli znát všechny organismy alespoň ve studovaném území. To samozřejmě není reálné, neboť se odhaduje, že je popsána pouhá osmina všech organismů [7]. V praxi se tento problém často řeší tak, že se vybere určitá cílová skupina snadno poznatelných organismů, ke které se pak biodiverzita vztahuje, např. vyšší rostliny nebo ptáci. Tento přístup může přinášet řadu úskalí. Především, stav vhodný pro jednu skupinu organismů nemusí vyhovovat skupině jiné. Navíc, maximální biodiverzita, ve smyslu maximální druhové pestrosti, nemůže být jediným cílem ekologické obnovy, druhově nejbohatší ekosystém nemusí nejlépe plnit některé ekologické funkce, např. ochranu proti erozi. Rovněž je často nutné při ekologické obnově hledat kompromisy mezi ekologickými a socioekonomickými zájmy.

Při plánování jakéhokoli projektu ekologické obnovy je potřeba si na začátku nejprve stanovit, nakolik ambiciózní má projekt být, tj. jakého stupně obnovy degradovaného ekosystému vlastně chceme dosáhnout. V podstatě rozeznáváme

3 základní stupně ekologické obnovy [8]. Tím nejvíce ambiciózním je skutečná obnova (*restoration*), kdy rekonstruujeme původní ekosystém. Zásadním problémem takového přístupu je udržitelnost, neboť cíl obnovy založený na obnově původních ekosystémů nerespektuje současné, většinou pozměněné podmínky, a je tudíž velice pravděpodobné, že takový ekosystém nebude trvale udržitelný. Druhou volbou je rehabilitace (*rehabilitation*), která obnáší obnovení ekologických funkcí ekosystému a tedy vytvoření přírodnějšího prostředí, nemusí však nezbytně přinést významný nárůst biodiverzity. Třetí možností je napravení či rekultivace (*reclamation*), tedy „náprava půdy do stavu vhodného po kultivaci“. Znění definice předznamenává rozsah tohoto stupně obnovy, který spočívá zejména v nápravě fyzikálně-chemických podmínek substrátu. Zjednodušeně si lze představit, že mezi degradovaným a nenarušeným ekosystémem existují dvě hlavní bariéry, jež musí ekologická obnova překonat [11]. Rekultivace, spočívající zejména v nápravě abiotických podmínek, překonává první bariéru – abiotickou. Rehabilitace, spočívající ve zlepšení ekologických funkcí, nemusí překonávat žádnou bariéru, pokud jsou abiotické podmínky přijatelné. Druhou bariéru – biotickou – musí překonat až skutečná obnova, při které se podstatným způsobem vylepšuje biodiverzita. Ačkoliv čistě technicky může být někdy možné skutečně obnovit původní ekosystém, i když spíše v menším měřítku a za vysokých nákladů, obecně přístup skutečné obnovy je obtížně realizovatelný na úrovni krajiny. Často bývá jedinou realistickou variantou pouhá rekultivace, která umožní alespoň nějaké využití území.

Jak již bylo uvedeno, cílem ekologické obnovy není pouze obnova biodiverzity. Ekologická obnova si klade za cíl obnovu ekosystémových funkcí a služeb, které následně zajistí udržitelnost obnoveného či napraveného ekosystému. Pro přesnější stanovení cíle ekologické obnovy lze využít metodu stanovení referenčního ekosystému, ze kterého můžeme vycházet při definování parametrů obnovovaného ekosystému. Jako referenční ekosystém lze použít buď historický, nebo současný ekosystém [8]. V případě historického referenčního ekosystému může být prvotním problémem získání popisných informací o původním ekosystému, a navíc někdy dochází ke vzniku tzv. syndromu pohyblivého cíle (*moving-target syndrome*). Je totiž otázkou, má-li být naším cílem původní ekosystém (před degradací) nebo ekosystém, který by se potenciálně vyvinul, pokud by nedošlo k degradaci. Praktičtější potom může být přístup využívající současného referenčního ekosystému, jenž vychází z předpokládaného vývoje ekosystému za současných podmínek a tím zároveň řeší problém syndromu pohyblivého cíle. Posledním přístupem je definování cílových funkcí ekosystému, kterých chceme dosáhnout (např. primární produkce, hydrologický režim apod.), a dosažení těchto funkcí nám signalizuje úspěšnost projektu. Každý projekt ekologické obnovy by měl zahrnovat monitoring umožňující sledovat dosažení cílových parametrů a celkovou úspěšnost ekologické obnovy. Pro monitorování úspěchu ekologické obnovy se doporučuje [27] sledovat minimálně dva parametry v každém ze tří atributů ekosystému (diverzita, struktura vegetace a ekologické procesy), např. v případě diverzity minimálně dvě skupiny organismů nejlépe na různých trofických úrovních.

Z tohoto důvodu je naprosto nezbytné porozumění základním ekologickým vztahům v zájmových ekosystémech.



Základní cíle obnovy lze shrnout do čtyř bodů [22]:

- 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.

## 2.2 Sukcese jako nástroj ekologické obnovy

Sukcese je součástí prakticky jakékoli ekologické obnovy [22], a to zcela spontánní nebo jen mírně usměrňovaná. Termín sukcese obecně označuje vývoj společenstev v ekosystému, kdy jedno společenstvo je nahrazováno jiným až do určitého víceméně stabilního stavu. V případě silně narušených stanovišť, např. po těžbě nerostů, se sukcese označuje jako tzv. ruderální [26], v jejímž průběhu se nejprve uplatňují ruderální jednoletky, které jsou později střídány ruderálními trvalkami. Naproti tomu tzv. neruderální typ je typický pro méně narušená, většinou lesní stanoviště na kyselých, vlhčích a živinově chudších půdách, přičemž zde od samého počátku převažují klonální vytrvalé rostliny [17]. V České republice lze principy ekologické obnovy uplatnit při obnově ekosystémů na těžbou narušených stanovištích [23], při obnově travinných porostů na orné půdě či degradovaných lučních porostů [25] nebo obnově přirozenější skladby lesních porostů [24]. V prostředí hnědouhelných výsypek představuje sukcese tzv. primární sukcesí, neboť se odehrává na deponovaných nadložních zeminách, tedy substrátu, který není kolonizován žádnými organismy a neobsahuje téměř žádná semena. Doba sukcesního vývoje v tomto prostředí od zahájení do vzniku pozdního sukcesního stádia, které už má polopřirozený charakter a dlouhodobější stabilitu, je cca 30 let [18]. Druhy typické pro tuto polopřirozenou vegetaci otevřených luk, případně lesostepních formací, lze považovat z hlediska ekologické obnovy za druhy cílové.

Základním předpokladem úspěšnosti jakéhokoli projektu ekologické obnovy je pochopení zákonitostí přirozené sukcese s cílem předpovědět směr sukcesního vývoje, přičemž lze vycházet z celé řady srovnávacích studií napříč geografickými a ekologickými gradienty [18]. V obecné rovině je „ideálním“ dominantním kolonizátorem vysoká, větroprašná rostlina, nejlépe geofyt schopný bočního růstu [15]. V případě usměrňované sukcese je nezbytné znát vlastní průběh spontánní sukcese a tím např. vytipovat, ve kterém stádiu je vhodné introdukovat cílové druhy nebo provést eliminaci nežádoucích spontánně vyvinutých druhů jako např. invazivních rostlin [16]. Analýzou 15 sukcesních řad na různých typech narušených stanovišť byly identifikovány dva hlavní faktory prostředí, které mají prokazatelný vliv na změny vegetace v průběhu sukcese, a to pH substrátu a klima [20]. Jedná se o parametry, které jsou snadno měřitelné a tak se mohou stát dobrým vodítkem při plánování projektů ekologické obnovy.

Úspěšná spontánní obnova je pravděpodobnější v územích méně narušených, kde se v okolní krajině vyskytuje dostatečné množství cílových druhů, které mohou narušené místo kolonizovat [25]. Klíčovou roli hrají zdroje semen v blízkém okolí a intenzita jejich přenosu, a proto by sukcese měla být vždy posuzována v krajinném kontextu [19]. V řadě studií se

ukázalo, že klíčová vzdálenost, odkud mohou druhy poměrně snadno pronikat z okolí na narušená místa, je zhruba 100 m, proto by měl být kladen zvláštní důraz na ochranu a zachování biotopů v bezprostřední blízkosti těžebních lokalit [14]. Na Mostecku se nabízí možnost pronikání teplomilné květeny Českého středohoří na výsypky, které se mnohdy vyskytují v blízkém sousedství (už od vzdálenosti 200 m) na čedičových či znělcových vrších [30]. Mikroklimatické i hydrologické podmínky výsypek do určité míry podobné podmínkám panujícím na vrších Českého středohoří opravňují k předpokladu, že na extrémně suchých a vyhřívaných místech výsypek by časem mohla přirozená sukcese vést až ke vzniku porostů blízkým přirozené stepi.

Zájemci o ekologickou obnovu mohou nalézt shrnující informace o tomto tématu v publikaci „Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi“, kterou vydalo sdružení Calla v roce 2010 a která je ke stažení i na internetu [28].

## 3 Sukcese v podmínkách hnědouhelných výsypek

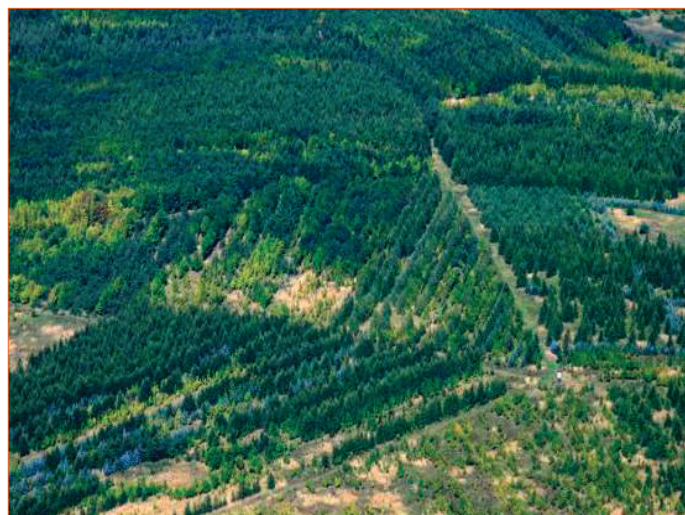
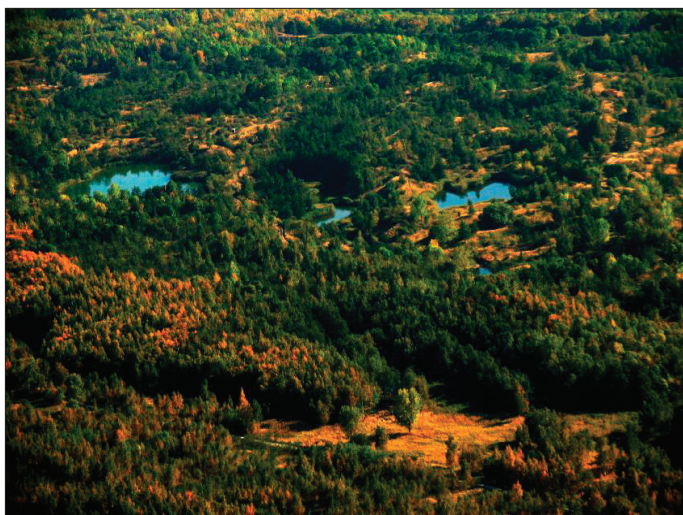
### 3.1 Porovnání sukcese a lesnické rekultivace

Rekultivace hnědouhelných výsypek sleduje čtyři základní cíle, podle kterých se rekultivace také člení na lesnickou, zemědělskou, hydričskou, a ostatní. Pokud by sukcese měla hrát větší roli při rekultivaci výsypek, pak její role bude klíčová zejména při obnově lesních, případně lučních či mokřadních ekosystémů.

Je potřeba však zdůraznit, že i klasická lesnická rekultivace, ve smyslu výsadba a následná péče o lesní sazenice, která se běžně provádí na hnědouhelných výsypkách, odpovídá základní definici ekologické obnovy, neboť jejím účelem je asistovaná obnova lesního ekosystému. Mezi ekologickou obnovou a přirozenou sukcesí není rovnítko, naopak přirozená sukcese je pouze jedním z nástrojů ekologické obnovy. V jejím důsledku vzniká v našich zeměpisných podmínkách rovněž lesní ekosystém i bez zásahu člověka, i když v případě výsypek s extrémními stanovištními podmínkami bývá sukcese často blokována a výsledkem jsou lesostepní formace.

Nabízí se i otázka, co je a zda existuje také neekologická obnova? Z vlastní zkušenosti mohu potvrdit, že ano. Je možné ji definovat jako snahu o obnovu ekosystému bez respektování základních ekologických, či možná spíše logických, „principů a pravidel“. V žádném případě však takováto „nesmyslná“ obnova nemusí být dílem pouze projektanta či rekultivátora. Jako příklad mohu uvést požadavek orgánu státní správy na pokračování pěstební péče na lesních výsadbách, které byly založeny na výslunných jižních svazích, za účelem dosažení plného zapojení těchto výsadeb, přičemž stanovištní podmínky svahů přímo nabízely vznik otevřené lesostepní formace. Dalším příkladem, ke kterému v současné době již snad nedochází, je likvidace spontánně vzniklých porostů se vzrostlými dřevinami z důvodu provádění terénních úprav, a poté jejich „náhrada“ výsadbou mladých lesních sazenic.

Při diskuzi o uplatnění sukcese při rekultivaci výsypek je tedy potřeba zaměřit se na dva zásadní aspekty obnovy: tím prvním je budoucí účel obnovovaného ekosystému, kterého má



Obr. 1: Porovnání krajiny vzniklé sukcesí (vlevo) a klasickou rekultivací (vpravo).  
(Foto: M. Hendrychová).

být rekultivací dosaženo, druhým je pak požadovaná rychlost obnovy tohoto ekosystému.

Současná lesnická rekultivační praxe zahrnuje sled technických a biologických opatření, počínaje terénními úpravami povrchu výsypky (srovnání terénu, svahování apod.) přes výsadbu lesních sazenic až po 10letou pěstební péči o sazenice [13]. Přitom celkové náklady na rekultivaci 1 ha lesnické rekultivace, včetně provedení terénních úprav, se pohybují od 1,6 do 1,7 mil. Kč (nepublikováno, podle údajů ze Souhrnných plánů sanace a rekultivace současně provozovaných lomů v SHP), přičemž v závislosti na rozsahu hrubých terénních úprav a v případě budování komunikačního systému a odvodňovacích prvků se mohou celkové náklady na 1 ha lesnické rekultivace vyšplhat i přes 2 mil. Kč. Klasická lesnická rekultivace tak umožňuje obnovu lesa mnohem rychleji ve srovnání s přirozenou sukcesí [33]. Je-li tedy účelem rekultivace rychlá obnova lesních porostů, je lesnická rekultivace tím nejvhodnějším řešením.

Pokud však rychlost rekultivace není primárním kritériem, přirozená sukcese může být rozumnou alternativou ke klasickému lesnickému rekultivacím [6]. Lesnické rekultivace sice urychlují v raných stádiích vývoje biologickou aktivitu půdy [6,9], avšak se stářím ploch (cca po 40 letech) ztrácí tento pozitivní efekt na významu při srovnání obdobně starých lesnických rekultivací a sukcesních ploch. Rovněž vegetace vzniklá rekultivací nedosahuje takové druhové diverzity, jaké je dosahováno spontánní sukcesí [12]. Spontánní sukcese bývá doporučována

obzvláště na stanovištích, jejichž environmentální podmínky nejsou příliš extrémní a také tam, kde nehrozí rozsáhlé negativní projevy na okolí jako např. eroze, sesuvy, kontaminace či negativní estetické vnímání [21]. Pokud se však zmiňované negativní jevy vyskytují v menším rozsahu a nepředstavují závažná environmentální rizika, mohou i taková stanoviště být ponechána spontánní sukcesí, neboť mohou představovat zajímavé a ojedinělé biotopy s výskytem vzácných či chráněných druhů vázaných právě na extrémní stanovištní podmínky.

Výhody a nevýhody sukcese sumarizuje tabulka č. 1.

### 3.2 Praktické aspekty uplatnění sukcese

Z hlediska tvorby budoucí krajiny je potřeba si uvědomit, že krajina obsahuje nejen produkční a rekreační plochy, ale i stanoviště vysoké biologické hodnoty, která mohou vznikat právě přirozenou sukcesí [1]. „Motorem“ rozmanitého sukcesního vývoje na výsypkách, jenž vede k vysoké druhové i ekosystémové diverzitě, je stanovištní variabilita, tj. zachování členitého povrchu výsypky s vyvýšeninami a prohlubeninami vytvořenými technologií zakládání výsypkových zemín, společně se zamokřenými terénními depresemi vzniklými nedosypáním určitých partií výsypky či následnou nerovnoměrnou konsolidací výsypkového tělesa.

Předpokladem pro uplatnění sukcese se všemi jejími výhodami je právě stanovištní heterogenita. Nejde tedy jen o „vypuštění“ biologické fáze rekultivace, ale o minimalizaci zásahů

Tab. 1: Výhody a nevýhody spontánní sukcese [21]

Výhody	Nevýhody
<ul style="list-style-type: none"> <li>kolonizující druhy jsou dobře adaptovány na stanovištní podmínky a nevyžadují dodatečnou péči</li> <li>přírodní hodnota spontánně vzniklých ekosystémů je obvykle vyšší oproti rekultivacím</li> <li>sukcesní stádia poskytují útočiště nejrůznějším druhům fauny i flóry</li> <li>spontánní sukcese je levnější</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>pomalý postup k cílovému stádiu za určitých okolností (rozsáhlá plocha narušeného stanoviště, omezený přenos diaspor, ruderální vegetace v okolí)</li> </ul>



již v rámci technické fáze rekultivace. Pokud nejprve dojde k urovnání povrchu výsypky a až poté k ponechání území samovolnému vývoji, nebude dosaženo kýženého efektu.

Plochy ponechané sukcesi jsou charakteristické především větším množstvím ekotonů, což koreluje s klesajícím podílem lesního porostu, a právě tento faktor je příčinou vzrůstající druhové diverzity na výsypkách. Sukcesní plochy na výsypkách nabízejí biotopy, které v okolní těžbou nenarušené krajině chybějí či jsou ojedinělé. Z pohledu ochrany přírody jsou pak takové plochy velmi ceněné. V dolnolůžickém hnědouhelném revíru v sousedním Německu je proto legislativně zakotveno, že alespoň 15 % z těžbou narušeného území bude ponecháno pro účely ochrany přírody [29]. Typická struktura výsypkových hřebenů vznikajících při zakladačovém sypání však může být i zajímavým krajinným prvkem. Inspiraci můžeme najít opět v Německu, kde vybraná území neupravených výsypky jsou záměrně zachovávána jako potencionální turistické lákadlo, pozůstatek tzv. měsíční krajiny. Německá státem řízená a financovaná společnost LMBV (*Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH*), která byla založena za účelem odstraňování starých ekologických škod, dokonce publikovala katalog ekologicky hodnotných ploch, ve kterém nabízí k prodeji rozlehlé krajinné celky po těžbě uhlí, v nichž jsou vysokým podílem zastoupeny pozemky ponechané spontánní sukcesi. Novými majiteli se pak stávají nejrůznější spolky pro ochranu přírody, státní i soukromé nadace či vlastenecké spolky.

Snad nejvíce diskutovaným aspektem uplatnění sukcese na výsypkách je rozsah jejího možného zastoupení. V této souvislosti se nejčastěji objevuje požadavek na zastoupení sukcesních ploch v minimálním podílu 15 až 20 % z celkových rekultivovaných ploch. Je nezbytné upozornit, že jakékoli direktivní nařizování výše podílu na existujících provozovaných lomech by bylo poněkud neuvážené. Stanovování podílu sukcesních ploch je potřeba provádět individuálně pro každou těžební lokalitu, a to na základě důkladné znalosti místních podmínek. Přestože v současné době se již objevují zcela konkrétní požadavky na ponechávání sukcesních ploch ve správních rozhodnutích či vyjádřeních dotčených orgánů státní správy, bylo by vhodné nejprve vůbec prověřit praktické možnosti pro uplatnění sukcese v rámci stávající rekultivační praxe, a to na každé těžební lokalitě zvlášť.

#### 4 Závěr

Není sporu o tom, že plošně omezené těžebny, jako jsou např. kamenolomy, které mají navíc i přímou návaznost na okolní těžbou nenarušenou krajinu, mají jedinečný potenciál pro uplatnění sukcese jako jediného způsobu jejich nápravy. Nicméně v případě plošně rozsáhlých, těžbou devastovaných území, jakou jsou např. hnědouhelné výsypky po povrchové těžbě uhlí, může být otázkou, jak velký podíl by přirozená či usměrňovaná sukcese měla zaujímat. Přestože hnědouhelné výsypky mají schopnost obnovy formou sukcese na téměř celé své ploše, snad s výjimkou fytotoxických ploch, je potřeba si uvědomit i ostatní aspekty obnovy tohoto rozsáhlého území. Je nezbytné zohlednit např. společenské aspekty (požadavky na územní rozvoj obcí), legislativní aspekty (požadavky na navrácení půdy pro zemědělství a lesnictví), báňsko-technologické aspekty (požadavky na tvarování výsypek a jejich stabilitu), majetkoprávní aspekty

(požadavky na různé formy předání rekultivovaných pozemků cílovým vlastníkům) a celou řadu dalších souvislostí.

Celkově lze konstatovat, že sukcese i rekultivace mají své oprávněné místo při obnově území po těžbě. Sukcese bude žádoucí zejména na prostorově méně rozsáhlých narušených stanovištích, které jsou obklopeny přirozenou vegetací. Nicméně může být aplikována rovněž v rámci prostorově rozsáhlých ploch, a to v případě, že je účelné podporovat obnovu biotopů, jež jsou stanovištně vhodné pro určité vzácnější druhy rostlin, ptáků, obojživelníků či bezobratlých. Pokud preferují raná výsypková stadia s holým, nebo jen mírně zarostlým výsypkovým substrátem, může být dokonce účelné sukcese blokovat. Klasické rekultivace jsou jednoznačně preferovány v případě, že cílem obnovy jsou produkční funkce krajiny (hospodářský les, orná půda). Nicméně výsadba sazenic prováděná v rámci lesnické rekultivace bývá často spojena s faktem, že druhová skladba výsadeb nemusí vždy plně odpovídat stanovištním podmínkám a v důsledku toho jsou vyžadovány pěstební zásahy s cílem podpořit nedostatečný růst sazenic, potlačit jejich vysokou mortalitu, náchylnost k nemocím či poškozování zvěří. Z tohoto důvodu jsou také lesní výsadby na výsypkách kategorizovány jako lesy ochranné. Pokud však není primárním cílem obnovy les hospodářský, může být sukcese vhodnou alternativou ke klasickým rekultivacím i při obnově lesa. Výsledkem je pak v případě suchého a teplého Mostecká většinou blokováno stádium lesostepní formace, které má potenciál dlouhodobé udržitelnosti, a navíc disponuje větší druhovou diverzitou ve srovnání s lesnickou rekultivací.

Obnova území po těžbě uhlí má ojedinělou příležitost vytvářet mozaiku biotopů s rozličnými stanovištními podmínkami a tím zvyšovat rozmanitost přírody a krajiny, která je ohrožena nejen v České republice. Kromě úprav postupů při provádění tradičních lesnických a zemědělských rekultivací s důrazem na větší podíl ekotonových prvků (remízky, paloučky apod.) se nabízí ponechání částí výsypek přirozené sukcesi, ať již spontánní či usměrňované. Návrh a výběr těchto ploch však musí být prováděn na základě důkladné znalosti místních podmínek těžebních lokalit, koncepčně, a rovněž ve vazbě na plánovanou budoucí využití posttěžební krajiny.

#### Poděkování

Rád bych na tomto místě poděkoval prof. RNDr. Karlu Prachovi, CSc., z Přírodovědecké fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích za cenné rady a připomínky při tvorbě tohoto článku.

#### Literatura

- [1] BEJČEK, V., SKLENIČKA, P., ŠTASTNÝ, K.: *Lze využít přirozenou sukcesu při rekultivaci výsypek?* Veronika 20, pp. 1 - 4, 2006.
- [2] BRABEC, J.: Respekt [online]. 26. 4. 2009 [cit. 2011-01-13]. *Jak udělat ráj*. Dostupné z WWW: <<http://respekt.ihned.cz/c1-36858650-jak-udelat-raj>>.
- [3] BRADSHAW, A.: *Introduction and philosophy*. Handbook on Ecological Restoration, ed. Perrow M. R., Davy A. J., Cambridge University Press: Cambridge, pp. 3 – 9, 2002.

- [4] Calla [online]. 18.9.2008 [cit. 2011-01-16]. *Stanovisko vědců a dalších odborných pracovníků k problematice obnovy těžbou narušených území*. Dostupné z WWW: <<http://www.calla.cz/piskovny/mem.php>>.
- [5] Calla [online]. 20.1.2011 [cit. 2011-01-31]. *Tisková zpráva ze dne 20. 1. 2011. V Českých Budějovicích o rekultivacích a legislativě*. Dostupné z WWW: <<http://www.calla.cz/piskovny/wordpress/wp-content/uploads/tz-workshop.doc>>.
- [6] FROUZ, J., PIŽL, V., TAJOVSKÝ, K.: *The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post mining sites in Central Europe*. *European Journal of Soil Biology* 43 (Suppl. 1), pp. S184 – S189, 2007.
- [7] GROOMBRIDGE, B., JENKINS, M. D.: *Global Biodiversity: Earth's Living Resources in the 21<sup>st</sup> Century*. World Conservation Press: Cambridge, 2000.
- [8] HARRIS, J. A., VANDIGGELEN, R.: *Ecological restoration as a project for global society*. *Restoration ecology*, ed. van Andel J. a Aronson J., Blackwell Publishing: Massachusetts, pp. 3 – 15, 2006.
- [9] HELINGEROVÁ, M., FROUZ, J., ŠANTRŮČKOVÁ, H.: *Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic)*. *Ecological Engineering* 36, pp. 768 – 776, 2010.
- [10] HENDRYCHOVÁ, M., KABRNA, M.: *Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe - možnost uplatnění spontánní sukcese*. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4, pp. 2 - 9, 2008, ISSN 1213-1660.
- [11] HOBBS, R. J., HARRIS, J. A.: *Restoration ecology: repairing the Earth's damaged ecosystems in the new millennium*. *Restoration Ecology*, 9, pp. 239 – 246, 2001.
- [12] HODAČOVÁ, D., PRACH, K.: *Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation*. *Restoration Ecology*, 11, pp. 1 – 7, 2003.
- [13] KABRNA, M., ŘEHOŘ, M.: *Reclamation as an effective tool for post-mining landscape regeneration*. *Proceedings of SECOTOX Conference and the International Conference on Environmental Management Engineering, Planning and Economics*. Greece, Skiathos, June 24 – 28, pp. 613 – 618, 2007.
- [14] NOVÁK, J., KONVIČKA, M.: *Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries*. *Ecological Engineering*, 26, pp. 113 – 122, 2006.
- [15] PRACH, K., PYŠEK, P.: *Spontaneous establishment of woody plants in central European derelict sites and their potential for reclamation*. *Restoration Ecology*, 2, pp. 190 – 197, 1994.
- [16] PRACH, K., BARTHA, S., JOYCE, C. B., PYŠEK, P., VANDIGGELEN, R., WIEGLEB, G.: *The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective*. *Applied Vegetation Science*, 4, pp. 111 – 114, 2001.
- [17] PRACH, K., PYŠEK, P. A BASTL, M.: *Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres*. *Applied Vegetation Science*, 4, pp. 83 – 88, 2001.
- [18] PRACH, K.: *Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice?* *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 125 – 129, 2003.
- [19] PRACH, K., ŘEHOUNKOVÁ, K.: *Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns?* *Preslia*, 78, pp. 469 – 480, 2006.
- [20] PRACH, K., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V.: *Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats*. *Journal of Vegetation Science*, 18, pp. 701 – 710, 2007.
- [21] PRACH, K., HOBBS, R. J.: *Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites*. *Restoration Ecology*, 16, pp. 363 – 366, 2008.
- [22] PRACH, K.: *Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy*. *Živa*, 1, pp. 22 – 24, 2009.
- [23] PRACH, K., FROUZ, J., KAREŠOVÁ, P., KONVALINKOVÁ, P., KOUTECKÁ, V., MUDRÁK, O., NOVÁK, J., ŘEHOUNEK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K., TICHÝ, L., TRNKOVÁ, R., TROPEK, R.: *Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin*. *Živa*, 2, pp. 68 – 72, 2009.
- [24] PRACH, K., JONÁŠOVÁ, M., SVOBODA, M.: *Ekologie obnovy narušených míst V. Obnova lesních ekosystémů*. *Živa*, 5, pp. 212 – 215, 2009.
- [25] PRACH, K., JONGEPIEROVÁ, I., JÍROVÁ, A., LENCOVÁ, K.: *Ekologie obnovy IV. Obnova travinných ekosystémů*. *Živa*, 4, pp. 165 – 168, 2009.
- [26] PYŠEK, P., PRACH, K., MULLEROVÁ, J. A JOYCE, C.: *The role of vegetation succession in ecosystem restoration: Introduction*. *Applied Vegetation Science*, 4 (1), pp. 3 – 4, 2001.
- [27] RUIZ-JAEN, M. C., AIDE, T. M.: *Restoration Success: How Is It Being Measured?* *Restoration Ecology*, 13, pp. 569 – 577, 2005.
- [28] ŘEHOUNEK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K. A PRACH, K.: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi* [online]. České Budějovice: Calla, 2010 [cit. 2011-01-31]. Dostupné z WWW: <[http://www.calla.cz/piskovny/wordpress/wp-content/uploads/sbornik\\_internet.pdf](http://www.calla.cz/piskovny/wordpress/wp-content/uploads/sbornik_internet.pdf)>.
- [29] SCHULZ, F. A WIEGLEB, G.: *Development options of natural habitats in a post-mining landscape*. *Land Degradation & Development* 11, pp. 99 – 110, 2000.
- [30] SLÁDEK, J.: *Možnosti pronikání květeny Českého středohoří do nové krajiny na výsypkách nadložních hornin u Mostu*. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 11 – 12, pp. 7 – 12, 1990.
- [31] ŠŮRA, A: *Respekt* [online]. 24. 11. 2008 [cit. 2011-01-13]. *Nebezpečně levné*. Dostupné z WWW: <<http://respekt.ihned.cz/glosy/cl-36387390-nebezpecne-levne>>.

- [32] ŠŮRA, A.: Respekt [online]. 22. 8. 2010 [cit. 2011-01-13]. *Klíči nová divočina*. Dostupné z WWW: <<http://respekt.ihned.cz/c1-45827020-klici-nova-divocina>>.
- [33] WALI, M. K.: *Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems*. Plant and Soil, 213, pp. 195 – 220, 1999.

## Článek III

### **Establishment of target and invasive plant species on a reclaimed coal mining dump in relation to their occurrence in the surroundings**

*International Journal of Mining, Reclamation and Environment*

*(přijato 7. 5. 2013)*

## **Establishment of target and invasive plant species on a reclaimed coal mining dump in relation to their occurrence in the surroundings**

Martin Kabrna<sup>a\*</sup>, Markéta Hendrychová<sup>a</sup>, Karel Prach<sup>b</sup>

<sup>a</sup>*Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcka 129, CZ 165 21 Prague 6, Czech Republic;* <sup>b</sup>*Faculty of Science University of South Bohemia, Branišovská 31, CZ 370 01 České Budějovice, and Institute of Botany Academy of Sciences of the Czech Republic, Dukelská 135, 379 82 Třeboň, Czech Republic*

### **Abstract**

The spontaneous establishment of plants on reclaimed spoil heaps and the relationship between their establishment and the occurrence of those same species in the surroundings were studied along the edge of a post-mining site. The study area extended 6.2 km around the perimeter. Study plots 100 x 100 m were situated both inside and outside the edge. Vascular plants considered as target and alien species were recorded in each plot using a semi-quantitative abundance scale. There were 90 target and 16 alien species recorded as spontaneously occurring outside and/or inside the edge. Of this number, 19 (i.e. 21%) target species were recorded outside the mine and 4 (5%) target species were recorded only on the heaps. Thus, 67 (74%) were common to both the surroundings and the post-mining site, suggesting that about two-thirds of the target species were able to colonise the post-mining site from the surrounding environs within 13–15 years since reclamation. Ordination analysis indicates that vegetation outside and inside the edge does not differ significantly. Colonisation clearly was supported by the fact that the reclamation was not done in a monotonous way, but rather emphasising a mosaic of woodland and grassland patches.

**Keywords:** brown coal; colonisation; mining; reclamation; vascular plants

### **1. Introduction**

The spontaneous colonisation of any disturbed site by organisms from its surroundings constitutes an important part of restoration [1]. Various post-mining sites are suitable for studies which seek to investigate the ability of organisms to establish themselves on newly created substrates. The main questions frequently asked are: What species' characteristics contribute to success or failure in colonisation? Is species establishment determined by dispersal or habitat limitations? From what distance are species able to spread? [2, 3]. It has been previously demonstrated that in the case of the Central European landscape, where our study area is located, the decisive distance from which most plant species are able to easily colonise a mining site is approximately 100 m [4], although some plants are able to spread successfully over much longer distances [3]. The first step in evaluating the colonisation processes is to inventory the occurrence of particular species at a site and in its surroundings. Relationships between species' occurrence inside and outside a post-mining site can then be investigated comprehensively. The theoretical aspects of such an investigation concern the

---

\* Corresponding author. Email: kabrna@knc.czu.cz

theory of ecological succession [2,5] while the practical aspects concern restoration of disturbed sites [6, 7].

Over the past two decades, and concurrently with the development of restoration ecology as a scientific discipline, more emphasis has been put on natural processes in restoration of disturbed sites in general [1, 8, 9] and of mining sites in particular [e.g. 3, 7, 10–14]. Research on spontaneous colonisation of various mining sites has a tradition in the country where this study was conducted (summarised in Řehouňková et al. [7]), despite the prevalence of technical reclamations on nearly all post-mining sites [15]. The aforementioned studies, among many others, have documented that spontaneous succession is usually much more effective than technical reclamation in its effort to return a disturbed site to a more natural character. With respect to the spoil heaps in the coal mining district considered here, the effectiveness of spontaneous succession has been reported [10, 11, 16–18] for various organisms, not only higher plants. However, the question of how readily plants spontaneously establish themselves on already technically reclaimed spoil heaps has been dealt with only marginally [10] (see Mudrak et al. [19] for a nearby coal mining district), and that of how their establishment is related to the occurrence of species in the surroundings has not yet been addressed. These are therefore the main issues addressed in this study. We considered target species as indicators of restoration success [20] and alien species as indicators of unnaturalness in the vegetation cover [21].

## 2. Methods

### 2.1. Study sites

The study area is located in the largest active brown coal mining district in Central Europe, around the city of Most, in the north-western part of the Czech Republic. The study plots were located along the edge of an open-cast mine in the length of 6.2 km (latitude 50°28–30'N, longitude 13°29–32'E, altitude 260–300 m a.s.l.; see Figure 1).

Along the edge, an internal spoil heap had been dumped into the mine in the 1990s. It was technically reclaimed 13–15 years before this study was conducted (2011). The surface had been levelled, then covered by organic material. Trees were subsequently planted and grassland was created. In the case of afforestation, patches measuring 0.2–0.4 ha in size had been created using predominantly saplings of *Acer* spp., *Fraxinus excelsior*, alien *Larix decidua*, *Tilia* spp., *Quercus* spp., and *Alnus* spp. planted in densities between 6,000 and 10,000 individuals per ha. Approximately 22% of the area was afforested. Artificial grassland was created by sowing a commercial seed mixture composed of several cultivars of grasses and legumes, mostly *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Festuca* spp., *Poa pratensis*, *Trifolium repens*, and *Lotus corniculatus* [22]. Outside of the post-mining area, the traditional landscape of the region is composed of a mosaic of arable fields, meadows, scattered trees, shrubs mostly forming linear structures, and small woodlands.

### 2.2. Sampling and data elaboration

Parallel plots approximately 100 x 100 m in size were situated along the edge of the post-mining area, both inside (marked H1–62) and outside (marked S1–62) of the edge. There were 124 plots spanning the distance of 6.2 km. Vascular plants identified as target and alien were recorded in each plot using a semi-quantitative scale of abundance [23]: 1 – very rare, 2 – rare, 3 – scattered, 4 – common, and 5 – very common. Target species were defined to be those indicative of natural or semi-natural vegetation (i.e. grassland, scrubland, woodland and wetland) as defined by Ellenberg et al. [24] and while excluding all alien, sown or planted



species. Alien species were identified as defined by Pyšek et al. [21]. Entirely excluded from consideration were synanthropic species and species characterized by broad ecological amplitude not characteristic of any of the aforementioned vegetation [24], as well as sown and planted species.

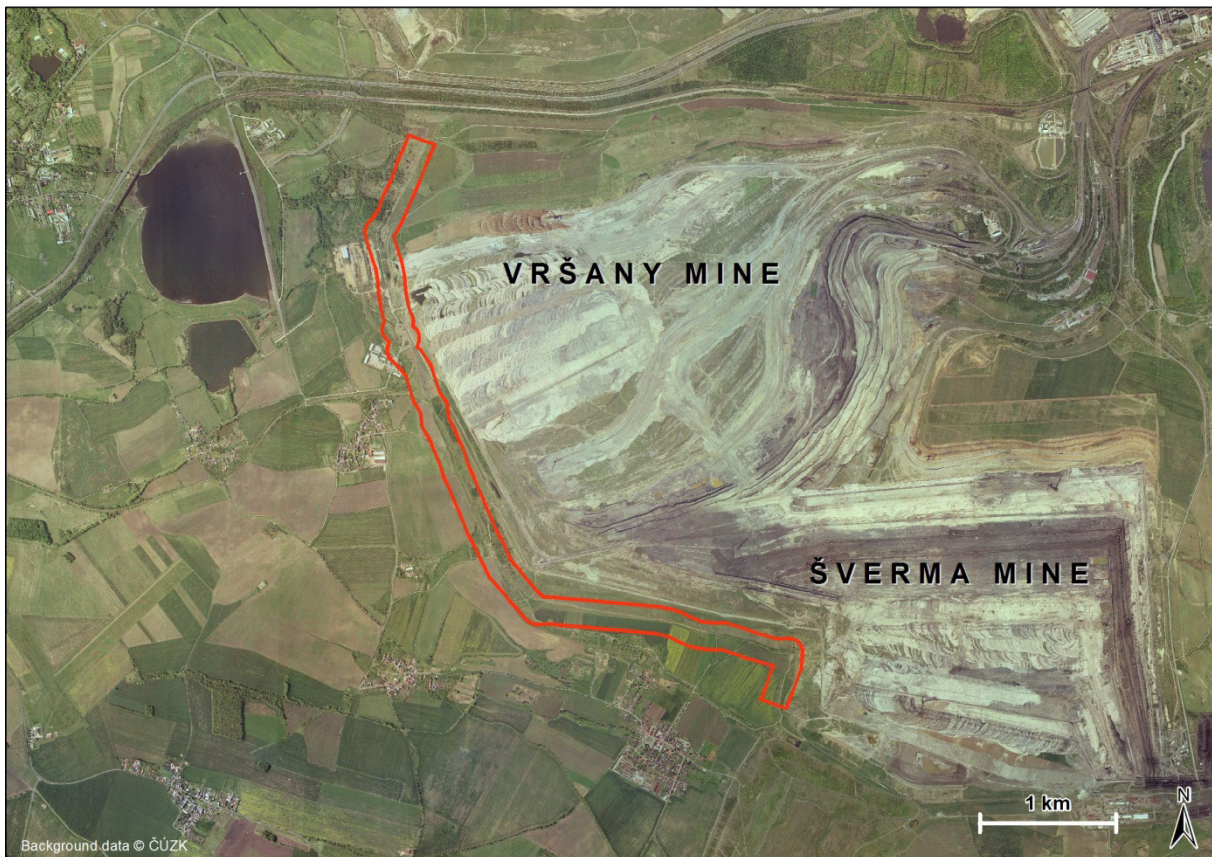


Figure 1. Location of the study site (background data provided by the Land Survey Office)

Data were elaborated by the unconstrained ordination method using the program Canoco [25]. The gradient length in the detrended correspondence analysis (DCA) was 3.4 SD units, which justified using either unimodal or linear methods. Due to the character of the data (many different plots), we preferred the unimodal method of correspondence analysis (see Lepš and Šmilauer [26]).

The Sørensen Similarity Index was calculated for all paired plots (i.e. plots inside and outside the mine edge) as follows:  $S = 2C / (A + B)$ , where A is the number of species in sample A, B is the number of species in sample B, and C is the number of species in common between samples A and B. The average similarity between plots inside and outside of the mine edge was then calculated. Differences between the occurrence of target and alien species inside and outside the mine edge were tested using the t-test in the program STATISTICA, ver. 6.0.

### 3. Results

There were 90 target species and 16 alien species recorded as spontaneously occurring either outside or inside the post-mining area. Of this number, 19 (21%) target species were recorded only outside of the mine, and 4 (5%) target species were recorded only on the heaps. This means that 67 (74%) were common for the surroundings and the heaps, indicating that about two-thirds of target species had succeeded in colonising the heaps from the surrounding

environs within 13–15 years since reclamation of the dumps. Of the 16 alien species, 13 were also recorded in the post-mining site, which corresponds to 81% establishment. The number of aliens outside of the post-mining area was significantly higher than inside (t-test,  $t = 1.6771$ ,  $p = 0.00132$ ). The difference between the total number of species in plots outside and inside of the post-mining area was not significant (t-test,  $t = 4.5373$ ,  $p = 0.6428$ ). The average numbers of target species per sampling plot inside and outside of the post-mining area were 15.9 and 16.0, respectively. The figures for alien species were 2.0 and 1.2, respectively.

Results of the ordination analysis indicate that vegetation outside and inside of the post-mining area does not differ significantly (Figure 2). Envelopes encompassing samples from outside and inside almost overlap completely, with only the vegetation variability among the plots inside the mine edge being lower than that outside. This was also confirmed by calculation of the Sørensen Similarity Indices, which were higher among the plots inside the post-mining area than outside (55.1% vs. 42.2%, respectively). The average similarity between species lists recorded in the paired sampling plots inside and outside the post-mining area was 46.8%.

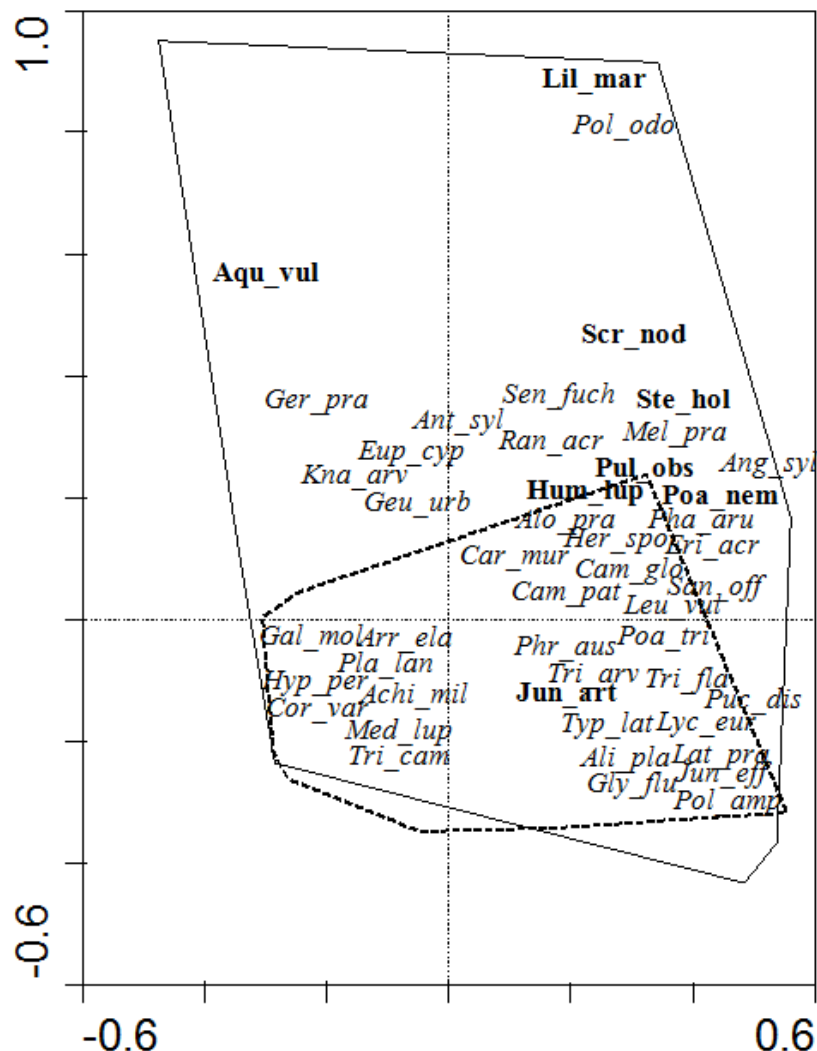


Figure 2. Correspondence ordination analysis. Envelopes delimit positions of sample plots inside (dashed line) and outside (full line) the post-mining area. The first axis explained 8.7% of the vegetation variability, the second axis 6.3%. Species with the best fit (>10%) with the model are displayed. Species abbreviations are composed of the first three letters of the generic and specific names (see Appendix).



#### 4. Discussion

Considering the relatively short time since reclamation of the spoil heap (i.e. 13–15 years), a rather high number (about three-quarters) of target species had succeeded in colonising the post-mining area. This figure is higher compared to some other mining sites studied in this respect, such as gravel pits in Sweden [27], where only about one-third of species were shared by the mining sites and their surroundings. Brändle et al. [28] reported that about half of the local species pool was found within non-reclaimed lignite mining sites in Germany. On the other hand, the proportion of target species established in the post-mining area was more or less comparable to that reported by Řehouňková and Prach [4] from extracted sand and sand–gravel pits in the Czech Republic, which reached 71% of the number occurring in the surroundings. Among the plants that had not established themselves inside the post-mining area were mostly grassland species typical of hay meadows in the surroundings. Among the species (4) occurring only inside the post-mining site were epizoochorous wetland species that can be transported over long distances by water fowl [29], (in relation to mining sites, see Řehouňková and Prach [4]).

It is obvious that most of the target species that colonised the post-mining site had originated from the surrounding environs, as has also been reported for other mining sites in the country [4, 30–34]. By contrast, Kirmer et al. [3] had found that many target species colonised coal mining sites from a distance greater than 3 km in the coal mining district near Halle in Germany. This difference probably reflects the different character of the landscape in the German case, which is much more monotonous compared to the coal mining district in our study with its fine-scale mosaic of semi-natural surrounding vegetation (see Figure 1).

The establishment of target species was rather effective, too, because of the type of reclamation used in this case. Instead of the commonly used strategy of creating monotonous, dense plantations of trees or extensive grassland sown as a species-poor commercial seed mixture [15], a patchy pattern of small groups of trees or shrubs combined with grassland was created in this case. In the dense plantations, the number of species is generally low and usually ubiquitous species occur there [7].

While our personal communication with practitioners indicate that some people worry spoil heaps are reservoirs of alien invasive species which can then invade the surroundings, we found precisely the opposite to be true in this case: alien species were more frequent in the surroundings than on the post-mining site. Moreover, their occurrence in some anthropogenic habitats can to a certain level be accepted as the formation of novel ecosystems [35].

Vegetation similarity between the plots outside and inside the post-mining site was rather high – higher than reported from the same region by Hodačová and Prach [10], who had compared a greater number of spontaneously developed and technically reclaimed spoil heaps, but the latter were for the most part uniformly afforested. The type of reclamation (i.e. mosaic of woodland and grassland patches) used in the studied post-mining site is clearly more conducive to biodiversity and should be preferred over creation of monotonous and extensive woodlands or grasslands. Spontaneous establishment of target species is effective in such cases, but the same result can probably be attained if no technical reclamation is performed and a site is left to spontaneous succession. The potential for target species to establish – if occurring in the surrounding environs – is clearly high and a distance up to 100 m seems to be decisive [4, 36].

#### 5. Conclusion

Colonisation of technically reclaimed spoil heaps from outside by target species of vascular plants proceeded well during the first approximately 15 years after reclamation in the studied

case. This clearly was enabled by the fact that the reclamation was done not in a monotonous way (i.e. by planting dense trees or sowing a commercial seed mixture of grasses and legumes over a large area) but rather as a mosaic of patches up to 0.4 ha in size. Nevertheless, the target species would probably also have established themselves if no reclamation had been performed and the site had been left to spontaneous succession. Alien species are more frequent outside than inside the mine edge, which means that spoil heaps are not the foci of a potential invasion of alien species, as is sometimes expected.

## Acknowledgement

We thank Lucie Málková for her help with the field work, G.A. Kirking for English revision, and anonymous reviewers for their comments. The study was supported by the following grants: P505/11/0256 and RVO679859939.

## References

- [1] L.R. Walker, J. Walker, and R.J. Hobbs (eds.), *Linking Restoration and Ecological Succession*, Springer, New York, 2007.
- [2] L.R. Walker and R. del Moral, *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*, Cambridge University Press, Cambridge, 2003.
- [3] A. Kirmer, S. Tischew, W.A. Ozinga, M. Von Lampe, A. Baasch, and J.M. Van Groenendael, *Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems*, *J. Appl. Ecol.* 45 (2008), pp. 1523–1530.
- [4] K. Řehouňková and K. Prach, *Spontaneous vegetation succession in gravel–sand pits: a potential for restoration*, *Restor. Ecol.* 16 (2008), pp. 305–312.
- [5] K. Prach and L.R. Walker, *Four opportunities for studies of ecological succession*, *Trends Ecol. Evol.* 26 (2011), pp. 119–123.
- [6] M.R. Perrow and A.J. Davy (eds.), *Handbook of Ecological Restoration*, Vol. 2, Cambridge University Press, Cambridge, 2002.
- [7] K. Řehouňková, J. Řehounek, and K. Prach (eds.), *Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic*, Faculty of Science, University of South Bohemia in České Budějovice, České Budějovice, 2011.
- [8] J.O. Luken, *Directing Ecological Succession*, Springer, London, 1990.
- [9] K. Prach and P. Pyšek, *Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe*, *Ecol. Eng.* 1 (2001), pp. 55–62.
- [10] D. Hodačová and K. Prach, *Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation*, *Restor. Ecol.* 11 (2003), pp. 385–391.
- [11] M. Hendrychová, M. Šálek, and A. Červenková, *Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining*, *Journal of Landscape Studies* 1 (2008), pp. 169–187.
- [12] R. Tropek, T. Kadlec, P. Karesova, L. Spitzer, P. Kocarek, I. Malenovsky, P. Banar, I.H. Tuf, M. Hejda, and M. Konvicka, *Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants*, *J. Appl. Ecol.* 47 (2010), pp. 139–147.
- [13] K. Prach, K. Řehouňková, J. Řehounek, and P. Konvalinková, *Ecological restoration of Central European mining sites: a summary of a multi-site analysis*, *Landscape Res.* 2 (2011), pp. 263–268.
- [14] K. Prach, I. Jongepierová, and K. Řehouňková, *Large-scale restoration of dry grasslands on ex-arable land using a regional seed mixture: establishment of target species*, *Restor. Ecol.* 21 (2013), pp. 33–39.

- [15] S. Štýs and M. Braniš, *Czech school of land reclamation*, Acta Universitatis Carolinae Environmentalica 13 (1999).
- [16] K. Prach, *Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W. Bohemia, Czechoslovakia*, Folia Geobot. Phytotx. 22 (1987), pp. 339–354.
- [17] J. Vojar, *Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review*, Scientia Agriculturae Bohemica 1 (2006), pp. 35–40.
- [18] J. Doležalová, J. Vojar, D. Smolová, M. Solský, and O. Kopecký, *Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: a case study from Czech post-mining sites*, Ecol. Eng. 43 (2012), pp. 5–12.
- [19] O. Mudrák, J. Frouz, and V. Velichová, *Understorey vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands*, Ecol. Eng. 36 (2010), pp. 783–790.
- [20] J. van Andel and J. Aronson (eds.), *Restoration Ecology: the New Frontier*, 2nd ed., Wiley-Blackwell, Oxford 2012.
- [21] P. Pyšek, V. Jarošík, P.E. Hulme, J. Pergl, M. Hejda, U. Schaffner, and M. Vilà, *A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment*. Glob. Change Biol. 18 (2012), pp. 1725–1737.
- [22] P. Čermák, L. Měšková, I. Jarošová, and E. Balcarová, *Růstová vitalita dřevin na výsypkách severočeské hnědouhelné pánve*, Zpravodaj Hnědé uhlí 4 (2000), pp. 55–66.
- [23] M. Kent and P. Cooker, *Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach*, Belhaven Press, London, 1992.
- [24] H. Ellenberg, H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner, and D. Paulissen, *Indicator values of plants in Central Europe*, Scripta Geobotanica 18 (1991).
- [25] C.J.F. ter Braak and P. Šmilauer, *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*, Biometris, 2002.
- [26] J. Lepš and P. Šmilauer, *Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco*. Cambridge University Press, Cambridge, 2003.
- [27] S.O. Borgegård, *Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality*, J. Veg. Sci. 1 (1990), pp. 675–682.
- [28] M. Brändle, W. Durka, H. Krug, and R. Brandl, *The assembly of local communities: plants and birds in non-reclaimed mining sites*, Ecography 26 (2003), pp. 652–660.
- [29] F. Krahulec and J. Lepš, *Establishment success of plant immigrants in a new water reservoir*, Folia Geobot. Phytotax. 29 (1994), pp. 3–14.
- [30] J. Novák and K. Prach, *Vegetation succession in basalt quarries: pattern on a landscape scale*, Appl. Veg. Sci. 6 (2003), pp. 111–116.
- [31] J. Novák and M. Konvička, *Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries*, Ecol. Eng. 26 (2006), pp. 113–122.
- [32] K. Prach and K. Řehouňková, *Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns?*, Preslia 78 (2006), pp. 469–480.
- [33] R. Trnková, K. Řehouňková and K. Prach, *Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic*, Preslia 82 (2010), pp. 333–343.
- [34] P. Konvalinková and K. Prach, *Spontaneous succession of vegetation in mined peatlands: a multi-site study*, Preslia 82 (2010), pp. 423–435.
- [35] R.J. Hobbs, E. Higgs, and J.A. Harris, *Novel ecosystems: implications for conservation and restoration*, Trends Ecol. Evol. 24 (2009), pp. 599–605.
- [36] R. del Moral, D. M. Wood and J. H. Titus, *Proximity, microsites, and biotic interactions during early succession*, in *Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens*, V. D. Dale, F. J. Swanson and C. M. Crisafulli, eds., Springer, New York, 2005, pp. 93–110.

[37] K.Kubát, L. Hrouda, J. Chrtek, Jr., Z. Kaplan, J. Kirschner, and J. Štěpánek, (eds.) *Key to the flora of the Czech Republic*. Academia, Prague (in Czech) 2002.

## Appendix

Full names of species used in Figure 2 (nomenclature according to Kubát et al. [37])

<i>Achillea millefolium</i>	Achi_mil
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Ali_pla
<i>Alopecurus pratensis</i>	Alo_pra
<i>Angelica sylvestris</i>	Ang_syl
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Ant_syl
<i>Aquilegia vulgaris</i>	Aqu_vul
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arr_ela
<i>Campanula glomerata</i>	Cam_glo
<i>Campanula patula</i>	Cam_pat
<i>Carex muricata</i> agg.	Car_mur
<i>Coronilla varia</i>	Cor_var
<i>Erigeron acris</i>	Eri_acr
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Eur_cyp
<i>Galium mollugo</i>	Gal_mol
<i>Geranium pratense</i>	Ger_pra
<i>Geum urbanum</i>	Geu_urb
<i>Glyceria fluitans</i>	Gly_flu
<i>Heracleum sphondylium</i>	Her_spo
<i>Humulus lupulus</i>	Hum_lup
<i>Hypericum perforatum</i>	Hyp_per
<i>Juncus articulatus</i>	Jun_art
<i>Juncus effusus</i>	Jun_eff
<i>Knautia arvensis</i>	Kna_arv
<i>Lathyrus pratensis</i>	Lat_pra
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	Leu_vul
<i>Lilium martagon</i>	Lil_mar
<i>Lycopus europaeus</i>	Lyc_eur
<i>Medicago lupulina</i>	Med_lup
<i>Melampyrum pratense</i> agg.	Mel_pra
<i>Phalaris arundinacea</i>	Pha_aru
<i>Phragmites australis</i>	Phr_aus
<i>Plantago lanceolata</i>	Pla_lan
<i>Poa nemoralis</i>	Poa_nem
<i>Poa trivialis</i>	Poa_tri
<i>Polygonatum odoratum</i>	Pol_odo
<i>Polygonum amphibium</i>	Pol_amp
<i>Puccinellia distans</i>	Puc_dis
<i>Pulmonaria obscura</i>	Pul_obs
<i>Ranunculus acris</i>	Ran_acr
<i>Sanguisorba officinalis</i>	San_off
<i>Scrophularia nodosa</i>	Scr_nod
<i>Senecio fuchsii</i>	Sen_fuch
<i>Stellaria holostea</i>	Ste_hol
<i>Trifolium arvense</i>	Tri_arv
<i>Trifolium campestre</i>	Tri_cam
<i>Trisetum flavescens</i>	Tri fla
<i>Typha latifolia</i>	Typ_lat

## Článek IV

**Creating habitats with prevailing non-productive characters as a contribution to ecological restoration of post-mining landscapes in the Czech Republic**

*Landscape Research*

*(odesláno)*

# **Creating habitats with prevailing non-productive characters as a contribution to ecological restoration of post-mining landscapes in the Czech Republic**

MARTIN KABRNA<sup>a,b</sup> & MARKÉTA HENDRYCHOVÁ<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamycka 129, CZ 165 21 Prague 6, Czech Republic; <sup>b</sup>R-Princip Most s.r.o., Zd. Fibicha 2670/81, CZ 434 01 Most, Czech Republic

## **Abstract**

A catalogue of habitats with prevailing non-productive features was developed in order to assess the quality of sites reclaimed to date from the viewpoint of habitat diversity. Reclamation habitats were studied at two opencast mines located in the north-western part of the Czech Republic while focusing exclusively on those places where reclamation works were already completed or are still under way (total area of 73 km<sup>2</sup>). Of 34 potential non-productive habitat types, 26 were recorded at the study sites and together comprised 6.3% of the overall reclamation area. The average sizes of non-productive habitats were mostly under 0.5 ha, while the traditional agricultural and forestry reclamation habitats averaged 13 ha and 6 ha. The reclaimed area can be characterized as a mosaic of forest stands and arable fields interlaced with drainage ditches and with sporadic occurrence of water reservoirs, thus confirming the dominance of technical reclamation in the current reclamation practice. The catalogue has proven to be easily understandable by potential stakeholders during all phases of the reclamation process, and it could therefore be used as a methodological aid in promoting ecological restoration of post-mining sites.

**KEY WORDS:** Ecological restoration, habitat, heterogeneity, post-mining landscape, reclamation

## **1. Introduction**

Opencast coal mining brings many benefits to national economies, but, at the same time, it has many adverse effects on the environment. Total devastation of the landscape with all its values and features is among the most severe impacts. Reclamation of degraded land is therefore an indispensable part of mining activities.

In the Czech Republic, opencast mining of brown coal has a long tradition in the north-western part of the country (the so-called North Bohemian Brown Coal Basin). An area of about 160 km<sup>2</sup> has been reclaimed since systematic reclamation of degraded land began in the 1950s (Štýs, 2011). At present, there are still four opencast mines operating in the basin, which means that more than 100 km<sup>2</sup> will still need to be reclaimed before the coal mining will come to an end. Thus far, rehabilitation of degraded land has been conducted in a traditional way, often referred to as technical reclamation. Forestry and agricultural technical land reclamation are among the dominant forms, comprising a series of technical measures such as levelling off the surface of the spoil bank and planting trees or covering the surface with topsoil then seeding a grass mixture.

The basic goal of reclamation is to create a new landscape that will meet socio-economic needs, especially in the fields of agriculture, forestry, and water management. In addition to restoration of these productive features, however, reclamation is also required to restore basic non-productive attributes of the landscape, such as ecological stability and species diversity. In principle, two basic rehabilitation approaches can be distinguished: i) technical reclamation, including traditional reclamation forms such as forestry and agricultural, and thus focusing on the restoration of productive features; and ii) non-technical

reclamation consisting in spontaneous or directed succession to restore non-productive features (Tropek *et al.*, 2011). The latter approach is supported by numerous studies demonstrating that spontaneous succession leads to habitats characterized by higher natural value compared to those after traditional technical reclamation (Hodačová & Prach, 2003; Šálek *et al.*, 2010; Tropek *et al.*, 2011; Doležalová *et al.*, 2012; Hendrychová *et al.*, 2012; Šálek, 2012). In the Czech Republic, as well as in many other European countries, technical reclamation still prevails, while non-technical approaches are mostly used sporadically or sometimes unintentionally (Hendrychová & Kabrna, 2008). One of the main reasons for such a disparity between the vast scientific demonstration as to the benefits of spontaneous succession and actual reclamation practice is that non-technical restoration practices are still discouraged by national environmental laws (Prach *et al.*, 2011). Although achieving desirable change in the legal context may require a great deal of long-term effort, there remains still another matter discouraging wider exploitation of non-technical restoration that may be tackled much more easily and promptly, and that is the gap between restoration science and reclamation practice (Cabin *et al.*, 2010). Land reclamation concerns many stakeholders representing often different interests and expectations, such as mining companies, state administration, landscape designers and engineers, researchers, surrounding municipalities and their residents, and non-governmental organizations. The transfer of knowledge between them has proven thus far to be insufficient (Tischew & Kirmer, 2007).

Nevertheless, in the past decade, restoration of land disturbed by opencast mining has been undergoing a complicated development in the Czech Republic, reflecting sometimes contradictory needs and demands of the stakeholders involved. One of the most urgent challenges is the demand for a wider implementation of spontaneous succession in current reclamation practice (Schulz & Wiegler, 2000; Prach & Pyšek, 2001; Prach, 2003; Prach & Hobbs, 2008). Numerous studies conducted on spoil heap sites after coal mining have focused on various biological and ecological aspects, such as soil properties (Frouz & Nováková, 2005; Abakumov & Frouz, 2009; Borůvka *et al.*, 2012; Hendrychová *et al.*, 2012), soil biota (Dunger & Wanner, 2001; Lukešová, 2001; Pižl, 2001; Holec & Frouz, 2005; Urbanová *et al.*, 2011; Šnajdr *et al.*, 2013), vegetation development (Mudrák *et al.*, 2010), and other phenomena (Frouz *et al.*, 2009). Little attention has been given to assessing reclamation at habitat level, and sometimes just specific habitats have been studied (Šálek *et al.*, 2010; Doležalová *et al.*, 2012).

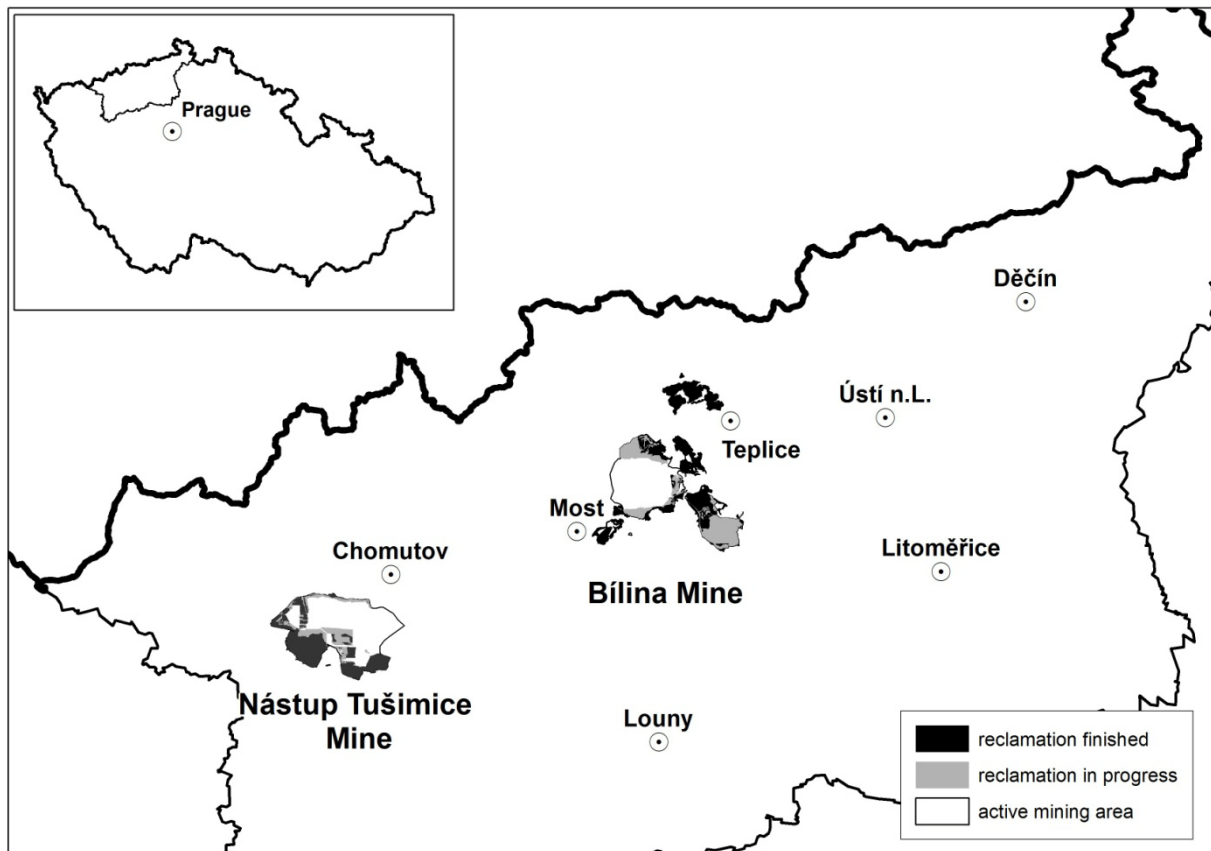
In the present study, therefore, we investigated the quality of sites reclaimed to date from the viewpoint of habitat diversity. We believe that such a habitat approach can be easily understood and communicated to all stakeholders and could be potentially helpful in advocating and achieving the goals of ecological restoration in current reclamation practice.

## **2. Material and methods**

### **2.1 Study sites**

The study was carried out in the North Bohemian Brown Coal Basin, which is located in north-western Bohemia, Czech Republic, about 90 km north-west of Prague at the foot of the southern slopes of the Krušné Hory Mountains. The character of the basin's landscape has been strongly stigmatized by exploitation of the extensive deposits of brown coal conducted here on an industrial scale for more than 150 years. Underground mines and small open pits were in operation until the 1950s, at which time growing demand for brown coal prompted the application of large-capacity excavators on both overburden and coal. Originally flat land of the coal basin has been turned into a rather heterogeneous landscape of deep opencast pits and tall spoil heaps. At present, there are four active opencast mines and two large residual pits that have been flooded, creating new water reservoirs. At those mines with ongoing

mining operations, overburden rock is deposited only to internal mine dumps (using those parts of the pit where coal had been extracted) in order not to take up further unspoilt land.



**Figure 1.** Location of the study sites.

As shown in Figure 1, the study area includes two post-mining sites representing two of the four active opencast mines – the Bílina Mine and the Nástup Tušimice Mine. Both mines are operated by the Severočeské Doly mining company, the largest producer of brown coal in the Czech Republic. According to the mining company’s technical mining plans (unpublished), the total area of the Bílina Mine amounts to about 70 km<sup>2</sup>, of which 27 km<sup>2</sup> has been already reclaimed, 17 km<sup>2</sup> are currently being reclaimed, and 26 km<sup>2</sup> are planned to be reclaimed by the year 2030. The Nástup Tušimice Mine involves 21 km<sup>2</sup> of finished reclamations, 8 km<sup>2</sup> in the process of reclamation, and 34 km<sup>2</sup> with reclamation scheduled to begin by 2029, thus resulting in a total area of about 63 km<sup>2</sup>.

The study focused exclusively on those places where reclamation works were already completed or are still under way, and the overall study area thus accounts for about 73 km<sup>2</sup> at the two study sites.

## 2.2 *Definition of reclamation habitats*

The first step in our study was to develop a list of habitats that can potentially be created on spoil heaps or in residual mine pits during reclamation works. According to the target land use, reclamation practice distinguishes four basic reclamation forms: forestry, agricultural, hydric, and other. With respect to this categorization, we developed a list defining all potential reclamation habitats that is sorted into four groups according to the four basic land reclamation types. Three fundamental aspects had to be taken into account: i) the legislative background; ii) requirements established by local and regional authorities; and iii) scientific findings and implications for practice.



The four types of land reclamation correspond to relevant environmental laws. These comprise in particular Act No. 334/1992 Coll. on the conservation of agricultural land resources (as regards agricultural reclamation) and Act No. 289/1995 Coll. on forests (as regards forestry reclamation). Both of these acts strictly demand reclamation of the degraded land in order to restore original land-use forms. Moreover, these acts define what is regarded to constitute forest and agricultural land. Considering habitats within forestry and agricultural reclamation, we had to define only such habitats as could be recognized under these acts. Concerning hydric and other reclamation, the law is not so strict and thus enables development of a wider range of potential habitats. The list of habitats also has to reflect particular requirements set by administrative authorities, and especially those included in the mining permits for the two mining sites. Coincidentally, the mining company has recently applied for renewal of its mining permits, which would enable it to prolong its mining operations up to the year 2030. For this purpose, the mining company has received approval for an environmental impact assessment that involves a number of mandatory conditions in the field of nature conservation. In general, the mining company is required within its reclamation practice to establish a mosaic of near-natural habitats from aquatic or wetland to xeric sites as well as bare sites left to spontaneous succession. We have therefore taken these conditions into account when defining the list of habitats. Last but not least, we have utilized all relevant findings obtained during numerous research projects and studies conducted on spoil heaps after coal mining, as reviewed by Hendrychová (2008) and Kabrna (2011).

In addition to the four types of reclamation habitats, some habitats were categorized as universal because they can be established regardless of the type of land reclamation.

Concerning the prevailing landscape feature, the habitats were sorted into two groups: productive and non-productive. The focus was especially on those with prevailing non-productive features, as these could enhance spatial heterogeneity. For each non-productive habitat, a short description has been provided that includes its features and purpose, the principles of its establishment (the required size and measurements for its establishment), its recommended management, and its nature-protection value. Thus, each habitat has been unambiguously defined. As a result, a catalogue of habitats with prevailing non-productive features has been developed (hereinafter referred to as the “catalogue”).

### 2.3 *Data collection and analyses*

According to the catalogue, we have investigated the actual occurrence of these habitats in the two post-mining study sites. Apart from non-productive habitats defined in the catalogue, we have also searched for productive reclamation habitats – afforested sites and agricultural sites (either arable land or grassland). The occurrence of all these reclamation habitats was investigated only where reclamation was already completed or was still in progress.

At first, up-to-date maps including aerial orthophotographs and reclamation plans were analysed in order to demarcate individual habitats in the reclaimed areas. The demarcated habitats were then verified on-site. All spatial data about the habitats were processed using GIS software (ArcView ver. 10 by ESRI). The area and perimeter of each individual habitat were calculated, and these geometric values were used to calculate the relative length of edges (perimeter/area ratio), which characterizes the heterogeneity of the reclaimed landscape. The habitat geodatabase was statistically processed using Statistica, version 10. Basic statistical parameters were computed for each type of habitat.

### 3. Results

#### 3.1 Potential reclamation habitats

In total, 3 productive and 36 non-productive habitats were defined (Table 1).

**Table 1.** List of possible habitats according to the four basic land reclamation types

<i>Code</i>	<i>Description</i>	<i>Reclamation type</i>	<i>Prevailing feature</i>
L_I	Compact forest stand for timber production	forestry	productive
L_1	Small treeless area in compact forest stand	forestry	non-productive
L_2	Woodland meadow with solitary trees	forestry	non-productive
L_3	Open area in compact forest stands left to spontaneous development	forestry	non-productive
L_4	Area planted with trees	forestry	non-productive
L_5	Spontaneously developed forest stand	forestry	non-productive
L_6	Forest edge	forestry	non-productive
Z_I	Arable field for crop production	agricultural	productive
Z_II	Permanent grassland for grazing or mowing	agricultural	productive
Z_1	Shrub belt	agricultural	non-productive
Z_2	Herb-rich belt and fallow area	agricultural	non-productive
Z_3	Hedgerow	agricultural	non-productive
Z_4	Grove	agricultural	non-productive
Z_5	Solitary trees	agricultural	non-productive
Z_6	Tree alley	agricultural	non-productive
Z_7	Orchard	agricultural	non-productive
Z_8	Wet meadow and polder	agricultural	non-productive
H_1	Shallow water body in surface depression spontaneously developed on top of spoil bank	hydric	non-productive
H_2	Water body spontaneously developed at foot of spoil bank	hydric	non-productive
H_3	Tiny water body in terrain pit or depression	hydric	non-productive
H_4	Flood plain along drainage ditches and watercourses	hydric	non-productive
H_5	Drainage ditch	hydric	non-productive
H_6	Water reservoir and reservoir shores	hydric	non-productive
H_7	Residual pit lake	hydric	non-productive
H_8	Island, barrier island or beach for birds	hydric	non-productive
H_9	Wetland	hydric	non-productive
O_1	Grassland with groups of trees	other	non-productive
O_2	Xerothermic grassland	other	non-productive
O_3	Area left to spontaneous development	other	non-productive
O_4	Area left to assisted development	other	non-productive
O_5	Bare-surface site without vegetation	other	non-productive
O_6	Sandy site	other	non-productive
O_7	Scree-surface site	other	non-productive
O_8	Open pit walls and edges	other	non-productive
O_9	Area of special importance	other	non-productive
O_10	Site with halophytic vegetation	other	non-productive
O_11	Grassland with scattered trees	other	non-productive

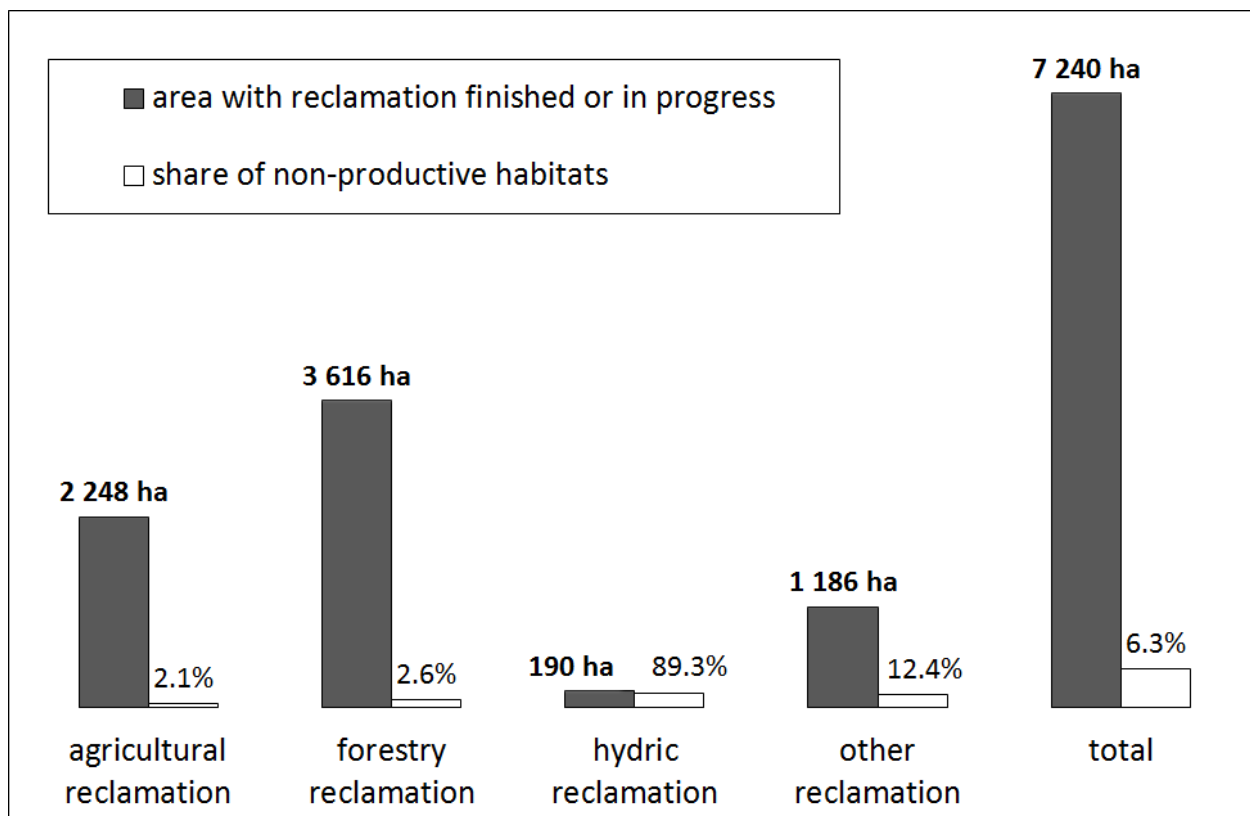
U_1	Shelter installations or hiding places for invertebrates, reptiles, mammals	universal	non-productive
U_2	Shelter installations or hiding places for insects	universal	non-productive

Some of the listed habitats may appear similar to one another, but they actually differ in one or more certain characteristics, e.g. by the methods of their establishment (planting versus natural regeneration). As the habitats develop, initial differences can completely disappear. That is especially the case if management measures are discontinued and habitats develop without further human intervention.

The categorization of habitats as productive or non-productive was based on the following criteria: i) duration of intensive management after establishment of the habitat, ii) potential for commodity production, and iii) non-productive character of the habitat (aesthetic, ecological, nature-protective, etc.). Accordingly, habitats with expected long-term intensive management or habitats established for producing the likes of timber or crops were categorized as productive. Typical examples of productive habitats are forest plantations, arable fields, and grassland used for grazing or mowing. By contrast, shrub belts were categorized as non-productive. Even though these are established by planting and the subsequent care can last for several years, shrub belts develop spontaneously once the management is finished. In the case of forest plantations, the management also is usually completed after 10 years, but only insofar as the reclamation process conducted by the mining company is concerned. No sooner than the reclamation process is officially ended by a decision of the relevant authority, this forest management is assumed by a new owner or manager and is usually directed to production.

### 3.2 *Actual occurrence of reclamation habitats*

The total area of the two study sites comes to 7,240 ha. Overall, 535 individual plots with prevailing non-productive features were identified, representing an area of 459 ha (Table 2). The share of non-productive habitats in the total area is 6.3% (Figure 2).



**Figure 2.** Share of non-productive habitats in total reclaimed area according to reclamation type

The highest proportion of non-productive habitats was found within the hydric type of reclamation. This can be explained by the fact that most hydric reclamation habitats are non-productive in principle. The ecological value of a hydric habitat is only rarely negligible due to some inappropriate manner of technical construction (e.g. concrete forms of drainage ditches or water pits that are sometimes built around open pit mines as protection against surface water). In case of the most prevalent reclamation forms, the share of non-productive habitats is very low (ranging from 2.1% to 2.6%).

**Table 2.** Occurrence of non-productive habitats

Code	Non-productive habitat	Number	Total area [ha]	Share	Minimum area [ha]	Maximum area [ha]	Average area [ha]
L_1	Small treeless area in compact forest stand	9	3.16	3.3%	0.08	1.09	0.35
L_2	Woodland meadow with solitary trees	2	0.49	0.5%	0.22	0.28	0.25
L_3	Open area in compact forest stands left to spontaneous development	2	0.74	0.8%	0.12	0.62	0.37
L_4	Area sown with trees	0	0		N/A	N/A	N/A
L_5	Spontaneously developed forest stand	27	84.17	88.7%	0.09	22.03	3.12
L_6	Forest edge	10	6.37	6.7%	0.30	1.36	0.64
<b>Subtotal</b>		<b>50</b>	<b>94.93</b>	<b>20.7%</b>			

Z_1	Shrub belt	12	4.06	8.6%	0.08	1.01	0.34
Z_2	Herb-rich belt and fallow area	26	17.32	36.7%	0.02	3.15	0.67
Z_3	Hedgerow	18	5.50	11.7%	0.05	0.87	0.31
Z_4	Grove	24	4.43	9.4%	0.02	0.61	0.18
Z_5	Solitary trees	37	1.48	3.1%	0.00	0.59	0.04
Z_6	Tree alley	26	8.11	17.2%	0.00	2.50	0.31
Z_7	Orchard	0	0		N/A	N/A	N/A
Z_8	Wet meadow and polder	20	6.24	13.2%	0.02	1.83	0.31
<b>Subtotal</b>		<b>163</b>	<b>47.15</b>	<b>10.3%</b>			
H_1	Shallow water body in surface depression spontaneously developed on top of spoil bank	118	44.68	26.3%	0.00	8.28	0.38
H_2	Water body spontaneously developed at foot of spoil bank	15	4.67	2.8%	0.00	1.30	0.31
H_3	Tiny water body in terrain pit or depression	0	0		N/A	N/A	N/A
H_4	Flood plain along drainage ditches and watercourses	0	0		N/A	N/A	N/A
H_5	Drainage ditch	5	0.78	0.5%	0.01	0.44	0.16
H_6	Water reservoir and reservoir shores	40	113.75	67.0%	0.03	62.53	2.84
H_7	Residual pit lake	0	0		N/A	N/A	N/A
H_8	Island, barrier island or beach for birds	2	0.05	0.0%	0.01	0.04	0.03
H_9	Wetland	35	5.86	3.4%	0.00	0.99	0.17
<b>Subtotal</b>		<b>215</b>	<b>169.79</b>	<b>37.0%</b>			
O_1	Grassland with groups of trees	52	22.81	15.5%	0.01	3.46	0.44
O_2	Xerothermic grassland	0	0		N/A	N/A	N/A
O_3	Area left to spontaneous development	11	73.06	49.6%	0.13	33.31	6.64
O_4	Area left to assisted development	15	38.33	26.0%	0.07	12.40	2.56
O_5	Bare-surface site without vegetation	6	3.40	2.3%	0.07	1.10	0.57
O_6	Sandy site	7	5.30	3.6%	0.06	2.29	0.76
O_7	Scree-surface site	0	0		N/A	N/A	N/A
O_8	Open pit walls and edges	6	2.70	1.8%	0.12	1.24	0.45
O_9	Area of special importance	1	0.78	0.5%	0.78	0.78	0.78
O_10	Site with halophytic vegetation	9	0.78	0.5%	0.00	0.42	0.09
O_11	Grassland with scattered trees	0	0		N/A	N/A	N/A
<b>Subtotal</b>		<b>107</b>	<b>147.16</b>	<b>32.1%</b>			
<b>Total</b>		<b>535</b>	<b>459.03</b>	<b>100.0%</b>			

Of the 34 potential non-productive habitat types, 26 were recorded in the study sites and the others were totally absent (L\_4, Z\_7, H\_3, H\_4, H\_7, O\_2, O\_7, and O\_11).

Notably, the highest total area (above 50 ha) was recorded for the following habitats: H\_6 Water reservoir and reservoir shores (113.8 ha), L\_5 Spontaneously developed forest stand (84.2 ha), and O\_3 Area left to spontaneous development (73.1 ha).

Concerning the area of individual plots, the non-productive habitats can be characterized as small-scaled landscape elements. Most such habitats (17 of 26) had average size under 0.5 ha, while 5 habitats were in the range of 0.5 to 1.0 ha and 4 habitats were larger than 1 ha (Table 2).

Concerning productive habitats, 780 individual plots were found in the study area (Table 3).

**Table 3.** Occurrence of productive habitats

<i>Code</i>	<i>Productive habitat</i>	<i>Number</i>	<i>Total area [ha]</i>	<i>Minimum area [ha]</i>	<i>Maximum area [ha]</i>	<i>Average area [ha]</i>
<b>Nástup Tušimice Mine</b>						
Z_I/Z_II	Agricultural plots	96	1,331.56	0.05	57.02	13.87
L_I	Forestry plots	152	1,412.52	0.04	87.21	9.29
<b>Bílina Mine</b>						
Z_I/Z_II	Agricultural plots	75	912.51	0.02	79.07	12.17
L_I	Forestry plots	457	2,181.00	0.01	125.44	4.77

The relative length of edges for the reclaimed area was calculated based on the total length of the habitat perimeter and total area of all recorded habitats. It came to 0.19 km/ha.

## 4. Discussion

### 4.1 Heterogeneity of reclamation habitats

The analysis of reclamation habitats revealed a dominance of traditional agricultural and forestry reclamation habitats with average size 13 ha and 6 ha, respectively, and which can be prevalently characterized as productive. These findings correspond well with the fact that current reclamation practice is based on technical reclamation (Hendrychová & Kabrna, 2008). From the methodological point of view, technical reclamation of spoil heaps after coal mining is very well developed in the Czech Republic (Ondráček *et al.*, 2002; Řehoř *et al.*, 2006; Kabrna & Řehoř, 2007; Štýs, 2011). Nevertheless, reclamation methodologies focus on various technical aspects which are primarily aimed at successfully executing the reclamation, such as growth vitality of seedlings (Čermák *et al.*, 2000), effects of soil conditions on the development of forest stands (Kupka & Dimitrovský, 2006), and melioration measures such as application of fertilizable rocks (Čablík *et al.*, 2008). Thus, technical reclamation is very effective in restoring forest and agricultural land as required by legislation.

By contrast, the occurrence of habitats with prevailing non-productive features in the study area is very low. We found that the share of these habitats in the total reclaimed area is only 6.3%. That proportion is even lower for forestry and agricultural reclamation. Moreover, most of these non-productive habitats occurred due to spontaneous development. Although the law allows some types of non-productive habitats to be a regular part of forest or agricultural land, reclamation methodologies pay no attention to how these may be created.

The resulting reclaimed area is a mosaic of forest stands and arable fields, interlaced with drainage ditches and with a sporadic occurrence of water reservoirs.

The prevailing landscape feature (50% of the total area) of the post-mining landscape in the study area is represented by compact forest plantations. There is, however, an alternative to traditional forest reclamation. Spoil heaps after coal mining have a characteristic successional sequence that results in a late-succession stage of dense grass cover spotted with trees after about 30 years (Prach, 2003). This kind of habitat is represented by non-productive habitat category L\_5 (spontaneously developed forest stand) in the catalogue. Spontaneously developed forests were recorded in the study area only rarely (constituting 1% of the total area). Both afforestation and spontaneous development have their pros and cons. Afforestation has a positive influence on evolution of the soil humus status (Abakumov & Frouz, 2009). Deciduous plantations (e.g. alder), in particular, very strongly affect the process of humus accumulation and soil formation, thus accelerating soil development (Urbanová *et al.*, 2011). In cases of deciduous afforestation, the overall biological activity reaches the level of natural woodland soil very quickly, after just 10–20 years (Dunger & Wanner, 2001). By contrast, soil development at spontaneously developing sites is slower. The properties of soil undergoing spontaneous succession become comparable to those at afforested sites in terms of soil nutrient content and microbial biomass as well as soil microbial activity after 22–33 years (Šnajdr *et al.*, 2013) or even later (Frouz & Nováková, 2005). Furthermore, forest reclamation more quickly increases the amount of accumulated energy (energy trapped in the biomass and soil organic matter) in the developing ecosystem in comparison to ecosystems left to natural succession (Pietrzykowski & Krzaklewski, 2007). Frouz *et al.* (2009) reported a higher amount of soil organic matter as well as greater carbon storage in the aboveground biomass at afforested sites than at naturally revegetated sites. Tree plantations also can serve to prevent soil erosion in the early stages of development (Šnajdr *et al.*, 2013). However, planted species may not fit perfectly to the site and could exhibit slow growth, high mortality, increased herbivory or disease problems. Thus, they need additional care (Prach & Hobbs, 2008). Regarding species diversity, spontaneously developed sites have proven to be more valuable when compared to much more uniform forest plantations on reclaimed sites (Prach & Pyšek 2001; Prach, 2003; Hodačová & Prach, 2003). The higher natural value of spontaneously developed sites is usually represented by higher species richness stemming from spatial heterogeneity of the untouched terrain, as seen in a ripple structure on spoil heaps that formed during the heaping process (Frouz & Nováková, 2005; Frouz *et al.*, 2011). As a result, a diversified mosaic of open patches and tree clusters develops, and it is characterized by rich habitat edges (Šálek *et al.*, 2010; Hendrychová, *et al.*, 2012). This diverse environment accelerates the emergence of species diversity, which is greater in heterogeneous landscapes (Sklenička & Lhota, 2002). Spontaneously developed sites comprise both forest patches and open, sunny patches with sparser vegetation that is preferred by many groups of organisms (Spalding & Haes, 1995; Holec & Frouz, 2005; Kozlov & Zvereva, 2007), while technically reclaimed sites result in impoverished communities, usually with narrow spectra of common species (Šálek, 2012). It therefore seems very advisable to diversify compact forest stands by including open patches with spontaneous development, woodland meadows, and small treeless areas. That is to say, habitats with prevailing non-productive features as categorized by the catalogue (habitat codes L\_1, L\_2, and L\_3) should be included. In the long term, such a reclamation approach can lead to restoration of ecologically valuable landscapes (Lipský, 2007).

Agricultural reclamation is the second most used reclamation form, with a share of about 31% in the total reclaimed area. In principle, agricultural reclamation is mainly aimed at restoring land for crop production. In this respect, there is no other option for restoring agricultural land (as opposed to forest) by spontaneous means and natural succession that

corresponds to reasonable time limits. According to the law, reclamation practice includes selective stripping of humic horizons of natural soils occurring in the forefield of the mine's open pit. Stripped topsoil is then either deposited at stockpiles (for later re-use) or directly spread on the spoil bank surface, usually at a thickness of 0.5 m. Covering with natural topsoil generally improves the starting quality of the developing soil (Borůvka *et al.*, 2012). The proportion of linear landscape features (hedgerows, shrub belts, etc.) in the agriculturally reclaimed landscape was extremely low (only 0.5% for the total area). Hedgerow corridors are important as a conservation tool to promote the population viability of woodland fauna (Davies & Pullin, 2007). Moreover, corridors and stepping stones significantly improve connectivity in the landscape, especially in a low-resistance matrix (Baum *et al.*, 2004).

Spontaneous succession is also favourable for creating water habitats (Doležalová *et al.*, 2012). Primary succession leads to more preferable pond features for amphibians than does technical reclamation. The most important characteristics of successional ponds are their variability and high numbers to allow the generation of functional amphibian (meta)population structures.

The relative length of edges in the study area is quite satisfactory compared to other analysed areas (Sklenička & Lhota, 2002; Antwi *et al.*, 2008), but spatial attributes of the edges are not. The boundaries between the dominant landscape features in the study area (i.e. forest and agricultural reclamation habitats) is rather sharp, usually lacking any buffer or transition zones, but the width of an ecotone is one of the most important factors determining its ecological value (Sklenička & Pittnerová, 2003). Spontaneously developed sites on spoil heaps after coal mining are usually characterized by a combination of tree clumps and open patches that provide high edge density. Such habitat diversification offers more feeding and breeding opportunities for birds along the habitat edges (Šálek *et al.*, 2010).

#### 4.2 *Implications for practice*

- Afforestation should be preferred if the production role of future woodland is desirable, as species composition of planted trees is usually more suitable for timber production (e.g. *Acer*, *Quercus*, *Fraxinus*, *Tilia*) compared to species that establish spontaneously (e.g. *Betula*, *Salix*, *Sambucus*).
- Afforestation should also be preferred at slopes susceptible to landslides or erosion.
- Succession should be always preferred at those parts of spoil heaps where no technical reclamation has been done and spontaneous development of vegetation has already begun (temporarily abandoned areas, etc.). Here, natural succession without any human intervention will lead to forest-steppe-like vegetation and, if need be, the succession can be directed by planting target wood species.
- Afforested sites should be diversified with open patches, but the spatial distribution of open patches has to be planned before technical reclamation begins. This means the technical reclamation (levelling off the surface) should be done selectively (e.g. only at steep slopes) and certain parts should be left unreclaimed and unforested. Surface heterogeneity at those patches will better cope with anticipated expansion of *Calamagrostis epigejos*, which will quickly cover any open patch if its surface is monotonous.
- At forest plantations, if insufficient growth of seedlings or their higher mortality occur locally due to adverse site conditions (e.g. substrate chemistry or water regime), it is recommended not to struggle to replace every dead seedling in order to restore a compact forest plantation. It is better to exclude such areas from silviculture management, as these sites will naturally enhance spatial heterogeneity of forest stands.



- Agricultural plots should be accompanied by small-sized or linear landscape elements that enhance landscape heterogeneity, serve as shelter for organisms, and promote migration within post-mining landscape.
- The edges between agricultural and forestry reclamations should be created as gradual transition zones.
- The boundaries of dominant landscape features (e.g. forest stand or arable field) should be well shaped in order to increase the active border length of their ecotones.

## 5. Conclusions

The first step in restoration practice should be to set restoration goals (Prach *et al.*, 2001), of which there are two basic types: i) to increase the natural value, and ii) to improve ecosystem functions and services, such as productivity (Prach & Hobbs, 2008). This study confirms that restoration of productive habitats at spoil heaps after coal mining is common practice in the Czech Republic, while restoration of near-natural habitats is still undervalued despite its extensive scientific justification. Two key questions, therefore, need to be asked: Who is to set the restoration goal? Who are to be the main stakeholders in restoration practice?

Obviously, the key stakeholders are mining companies and state administration. As stated in section 2, administrative authorities responsible for approval of mining operations have recently established a number of mandatory conditions in the field of nature conservation that should promote ecological restoration. Nevertheless, successful implementation of these requirements into reclamation practice presumes solid knowledge of ecological restoration principles among all participants involved in the reclamation process, thus including reclamation engineers and designers who are responsible for reclamation plans, the mining company and its contractors who actually carry out reclamation works, and representatives of state administration who decide whether the reclamation works were done properly and in compliance with law. Unfortunately, knowledge of ecological restoration among the involved persons is sometimes very poor or varies substantially. As a consequence, the requirements may be easily misinterpreted and the mining company may subsequently find itself in trouble with the responsible authorities.

The catalogue of habitats with prevailing non-productive features developed during this study in order to assess the habitat heterogeneity of reclaimed areas has proven to be easily understandable by potential stakeholders during all phases of the reclamation process (i.e. design, implementation, and monitoring). It could therefore be used as a methodological aid promoting ecological restoration of post-mining sites. Moreover, the catalogue was presented to the Regional Authority of the Usti Region (in which the mines are located), which declared that the catalogue may be accepted as fulfilment of the relevant mandatory conditions established in giving final approval to the environmental impact assessment for prolonging mining operations at the two mining sites.

## Acknowledgements

We thank K. Prach for his comments and G.A. Kirking for English revision.

## References

- Abakumov, E. V. & Frouz, J. (2009) Evolution of the soil humus status on the calcareous Neogene clay dumps of the Sokolov quarry complex in the Czech Republic, *Eurasian Soil Science*, 42, pp. 718–724.
- Antwi, E. K., Krawczynski, R., & Wiegand, G. (2008) Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS, *Landscape and Urban Planning*, 87, pp. 22–32.

- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P., & Cronin, J. T. (2004) The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones, *Ecology*, 85(10), pp. 2671–2676.
- Borůvka, L., Kozák, J., Mühlhanselová, M., Donátová, H., Nikodem, A., Němeček, K., & Drábek, O. (2012) Effect of covering with natural topsoil as a reclamation measure on brown-coal mining dumpsites, *Journal of Geochemical Exploration*, 113, pp. 118–123.
- Cabin, R. J., Clewell, A., Ingram, M., McDonald, T., & Temperton, V. (2010) Bridging restoration science and practice: results and analysis of a survey from the 2009 Society for Ecological Restoration International Meeting, *Restoration Ecology*, 18, pp. 783–788.
- Čablík, V., Řehoř, M., Lang, T., & Fečko, P. (2008) Results of application of some non-traditional restoration methods on North Bohemian mines locations, *Boletín de Geología*, 30(2), pp. 93–101.
- Čermák, P., Měšková, L., Jarošová, I., & Balcarová, E. (2000) Růstová vitalita dřevin na výsypkách severočeské hnědouhelné pánve (Growth vitality of tree seedlings on spoil heaps in the North Bohemian Brown Coal Basin), *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4, pp. 55–66.
- Davies, Z. G., & Pullin, A. S. (2007) Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach, *Landscape Ecology*, 22(3), pp. 333–351.
- Doležalová, J., Vojar, J., Smolová, D., Solský, M., & Kopecký, O. (2012) Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites, *Ecological Engineering*, 43, pp. 5–12.
- Dunger, W., Wanner, M., Hauser, H., Hohberg, K., Schulz, H-J., Schwalbe, T., Seifert, B., Vogel, J., Voigtländer, K., Zimdars, B., & Zulka, K. P. (2001) Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation, *Pedobiologia*, 45, pp. 243–271.
- Frouz, J., Kalčík, J. & Velichová, V. (2011) Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site, *Ecological Engineering*, 37, pp. 1910–1913.
- Frouz, J. & Nováková, A. (2005) Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development, *Geoderma*, 129, pp. 54–64.
- Frouz, J., Pižl, V., Cienciala, E., & Kalčík, J. (2009) Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation, *Biogeochemistry*, 94, pp. 111–121.
- Hendrychová M. (2008) Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies, *Journal of Landscape Studies*, 1, pp. 63–78.
- Hendrychová, M. & Kabrna, M. (2008) Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe - možnost uplatnění spontánní sukcese (Application of reclamation research in practice – a chance for spontaneous succession), *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4, pp. 2–9.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Tajovský, K. & Řehoř, M. (2012) Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining, *Restoration Ecology*, 20, pp. 561–567.
- Hodačová, D. & Prach, K. (2003) Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation, *Restoration Ecology*, 11, pp. 385–391.
- Holec, M. & Frouz, J. (2005) Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic, *Pedobiologia*, 49, pp. 345–357.
- Kabrna, M. (2011) Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review, *Journal of Landscape Studies*, 4, pp. 59–69.
- Kabrna, M. & Řehoř, M. (2007) Reclamation as an effective tool for post-mining landscape regeneration, in: Kungolos, A., Aravossis, K., Karagiannidis, A. & Samaras, P.

(Eds) *Proceedings of SECOTEX Conference and the International Conference on Environmental Management Engineering, Planning and Economics – volume I*, pp. 613–618.

Kozlov, M. V., & Zvereva, E. L. (2007) Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 6, pp. 231–259.

Kupka, I. & Dimitrovský, K. (2006) Silvicultural assessment of reforestation under specific spoil bank conditions, *Journal of Forest Science*, 52, pp. 410–416.

Lipský, Z. (2007) Rekultivace Kopistské výsypky: vznik regionálního biocentra v devastované krajině (Reclamation of the Kopistská spoil bank: the origin of a regional biocentre in a devastated landscape), in: Kol.: *Ekologie krajiny v ČR - Těžba nerostných surovin a ochrana přírody. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, Czech Republic*, pp. 118–127.

Lukešová, A. (2001) Soil algae in brown coal and lignite post-mining areas in Central Europe (Czech Republic and Germany), *Restoration Ecology*, 9, pp. 341–350.

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

Ondráček, V., Čermák, P. & Řehoř, M. (2002) Meliorace výsypkových zemín před zalesněním (Improvement of substrate properties before afforestation), *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4, pp. 50–55.

Pietrzykowski, M. & Krzaklewski, W. (2007) An assessment of energy efficiency in reclamation to forest, *Ecological Engineering*, 30, pp. 341–348.

Pižl, V. (2001) Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov Region, Czech Republic, *Restoration Ecology*, 9, pp. 359–364.

Prach, K. (2003) Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: what information can be used in restoration practice?, *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 125–129.

Prach, K., Bartha, S., Joyce, C.B., Pyšek, P., van Diggelen, R. & Wiegler, G. (2001) The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective, *Applied Vegetation Science*, 4, pp. 111–114.

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

Prach, K. & Pyšek, P. (2001) Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe, *Ecological Engineering*, 17, pp. 55–62.

Prach, K., Řehouňková, K., Řehounek, J. & Konvalinková, P. (2011) Ecological restoration of Central European mining sites: a summary of a multi-site analysis, *Landscape Research*, 36, pp. 263–268.

Řehoř, M., Lang, T., & Eis, M. (2006) Application of new methods in solving current reclamation issues of Severoceske doly, a.s., *World of Surface Mining - Braunkohle and Other Minerals*, 6, pp. 383–386.

Šálek, M. (2012) Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity, *Journal of Applied Ecology*, 49, pp. 1417–1425.

Šálek, M., Hendrychová, M., & Řehoř, M. (2010) Breeding habitat of sparrowhawks, *Accipiter nisus* on spoil heaps after coal mining, *Acta Oecologica*, 36, pp. 197–201.

Schulz, F. & Wiegler, G. (2000) Development options of natural habitats in a post-mining landscape, *Land Degradation & Development*, 11, pp. 99–110.

Sklenička, P. & Lhota, T. (2002) Landscape heterogeneity—a quantitative criterion for landscape reconstruction, *Landscape and Urban Planning*, 58, pp. 147–156.

Sklenička, P. & Pittnerová, B. (2003) Ekotony v krajině (Ecotones in the landscape), *Pozemkové úpravy*, 46, pp. 16–18.

Šnajdr, J., Dobiášová, P., Urbanová, M., Petránková, M., Cajthaml, T., Frouz, J., & Baldrian, P. (2013) Dominant trees affect microbial community composition and activity in post-mining afforested soils, *Soil Biology and Biochemistry*, 56, pp. 105–115.

Spalding, A. & Haes E. C. M. (1995) Contaminated land - a resource for wildlife: a review and survey of insects on metalliferous mine sites in Cornwall, *Land Contamination & Reclamation*, 3, pp. 24–29.

Štýs, S. (2011) Management rekultivační obnovy území dotčeného uhelnou těžbou v České republice (Reclamation management for rehabilitation of land affected by coal mining in the Czech Republic), *Minerální suroviny*, 2, pp. 22–34.

Tischew, S. & Kirmer, A. (2007) Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land, *Restoration Ecology*, 15, pp. 321–325.

Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kocarek, P., Skuhrovec, J., Malenovský, I., Vodka, S., Spitzer, L., Banar, P., & Konvicka, M. (2011) Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps, *Ecological Engineering*, 43, pp. 13–18.

Urbanová, M., Kopecký, J., Valášková, V., Ságová-Marečková, M., Elhottová, D., Kyselková, M., Moënné-Loccoz, Y., & Baldrian, P. (2011) Development of bacterial community during spontaneous succession on spoil heaps after brown coal mining, *FEMS Microbiology Ecology*, 78, pp. 59–69.

## **Článek V**

**Analýza dlouhodobých změn v krajině velkoplošně postižené povrchovou těžbou uhlí – případová studie z uhelného revíru v severních Čechách**

*(v rozpracovanosti)*

# **Analýza dlouhodobých změn v krajině velkoplošně postižené povrchovou těžbou uhlí – případová studie z uhelného revíru v severních Čechách**

MARTIN KABRNA<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21.

## **1. Úvod**

Změny ve struktuře krajiny, které vznikají v důsledku povrchové těžby uhlí, lze sledovat kvalitativními změnami (*land-use*) a změnami atributů krajinné heterogenity (SKLENIČKA 2002). Analýzou těchto změn je pak možné identifikovat ty části stabilních krajinných struktur, u nichž nedošlo k výrazným změnám. Ty představují ekologicky nejvýznamnější části krajiny a mohou se stát základem pro vytvoření územních systémů ekologické stability (SKLENIČKA & CHARVÁTOVÁ 2003).

Informace o *land-use* je možné získat přímo, terénním mapováním, anebo nepřímo s využitím metod dálkového průzkumu země, případně s využitím mapových děl, které často vznikají kombinací obou způsobů. Pro analýzu dlouhodobého vývoje změn ve využití krajiny se nabízí celá řada historických datových zdrojů, jako např. satelitní snímky (NAGENDRA *et al.* 2004, LATIFOVIC *et al.* 2005, ANTWI *et al.* 2008, BRINK & EVA 2009, BROM *et al.* 2012), historické letecké snímky či historická mapová díla (KADMON & HARARI-KREMER 1999, COUSINS 2001, SKALOŠ & ENGSTOVÁ 2010, SKALOŠ *et al.* 2011, SKALOŠ *et al.* 2012, SKALOŠ & KAŠPAROVÁ 2012). V případě České republiky existuje několik dostupných historických mapových podkladů, s jejichž pomocí lze analyzovat vývoj krajiny více než 200 let zpátky do minulosti (TRPÁKOVÁ 2009). Mezi ně patří mapy vzniklé v rámci tzv. vojenského mapování, které proběhlo ve třech etapách, a mapy tzv. stabilního katastru (BRŮNA *et al.* 2002, BRŮNA & KŘOVÁKOVÁ 2005). Tyto historické mapové podklady umožňují vizuální interpretaci vývoje krajiny zhruba od poloviny 18. století do konce 19. století. Pro období 20. století je možné historický obraz krajiny získat s využitím leteckých snímků, které v nepravidelných intervalech vznikaly pro vojenské potřeby československého státu. První mapovací práce na československém území byly provedeny v letech 1953 – 57 v měřítku 1:25 000. Základní metodou mapování bylo letecké měřičské snímkování, přičemž pořízené letecké měřičské snímky byly následně klasifikovány topografem v terénu (Raděj 2001). Vzniklo tak velice kvalitní mapové dílo s podrobným zobrazením polohopisu a výškopisu.

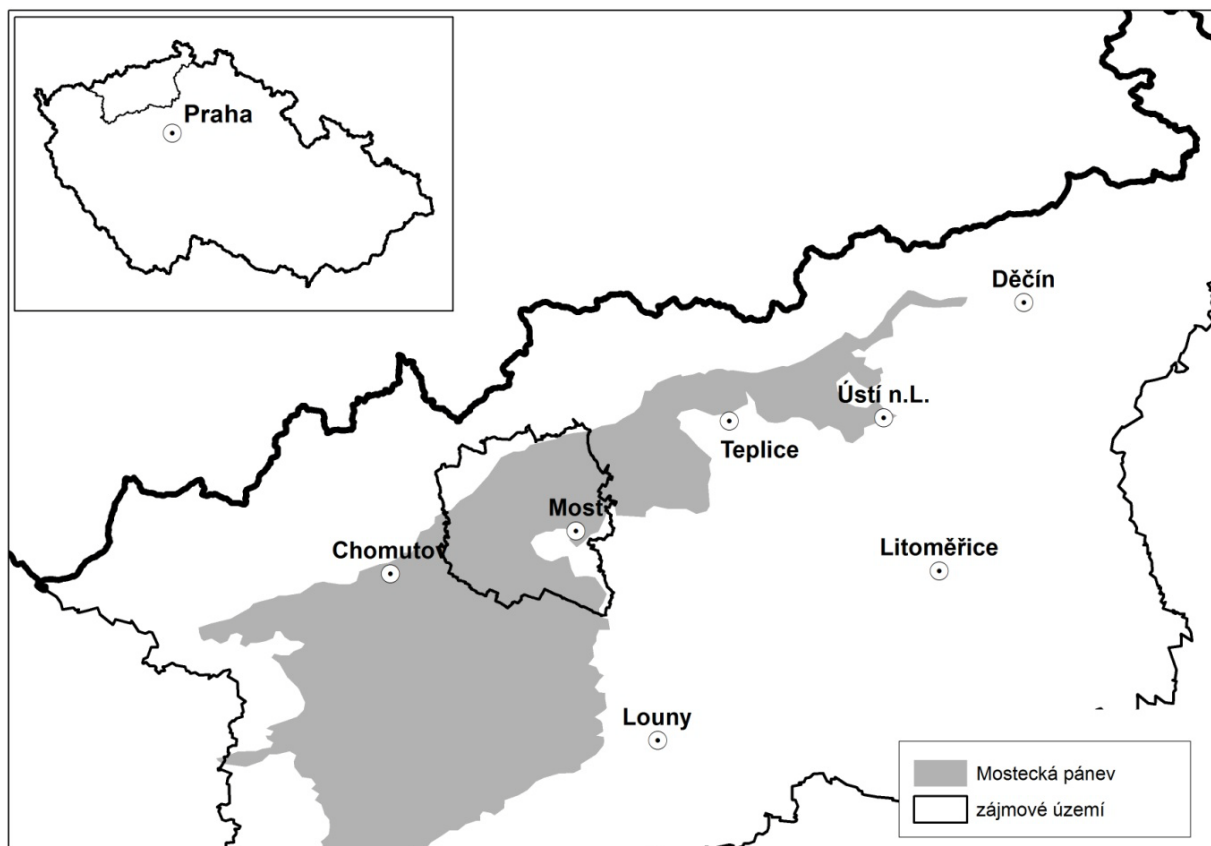
Cílem této studie bylo analyzovat změny ve využívání krajiny v území velkoplošně poznamenaném povrchovou těžbou uhlí, a to především na základě vojenských topografických map. Jako zájmové území byla vybrána střední část Mostecké pánve, která se vyznačuje více než 150-ti letou tradicí v těžbě hnědého uhlí. K zásadním projevům těžby uhlí do krajiny docházelo především ve druhé polovině 20. století v souvislosti s prudkým nástupem povrchného způsobu dobývání. Z poloviny 20. století se rovněž datuje vznik vojenských topografických map, které byly v průběhu 2. poloviny 20. století obnovovány a představují tak zajímavý mapový zdroj pro analýzu změn v krajině v důsledku rozvíjející se povrchové těžby uhlí. Pro dokreslení změn v dlouhodobém časovém horizontu byly vedle vojenských topografických map z 2. poloviny 20. století využity navíc písemné údaje o využití krajiny ze stabilního katastru, tj. z období kolem roku 1850, údaje o současném využití krajiny pocházejícího z mapování aktuálního stavu krajiny provedeného v roce 2010, a rovněž údaje z rekultivačních plánů těžebních společností, které nastiňují budoucí obraz krajiny po ukončení těžby uhlí, tj. období po roce 2050. Studie tedy dokumentuje vývoj těžební krajiny v časovém horizontu více než 200 let.

## 2. Metodika

### 2.1 Zájmové území

Zájmové území se nachází ve střední části Mostecké pánve v severozápadních Čechách, asi 80 km severozápadně od Prahy (Obr. 1). Rozloha zájmového území je 228,488 km<sup>2</sup>. V severní části zahrnuje nejnižší úpatí Krušných hor s městy Horní Jiřetín a Litvínov. Střední část tvoří vlastní hnědouhelná pánev, která pak na jihu přechází v kopcovitou krajinu Českého středohoří a nachází se zde také město Most, jehož historická část musela ustoupit těžbě uhlí a obyvatelé byli postupně přesídleni do zcela nově vystavěného města.

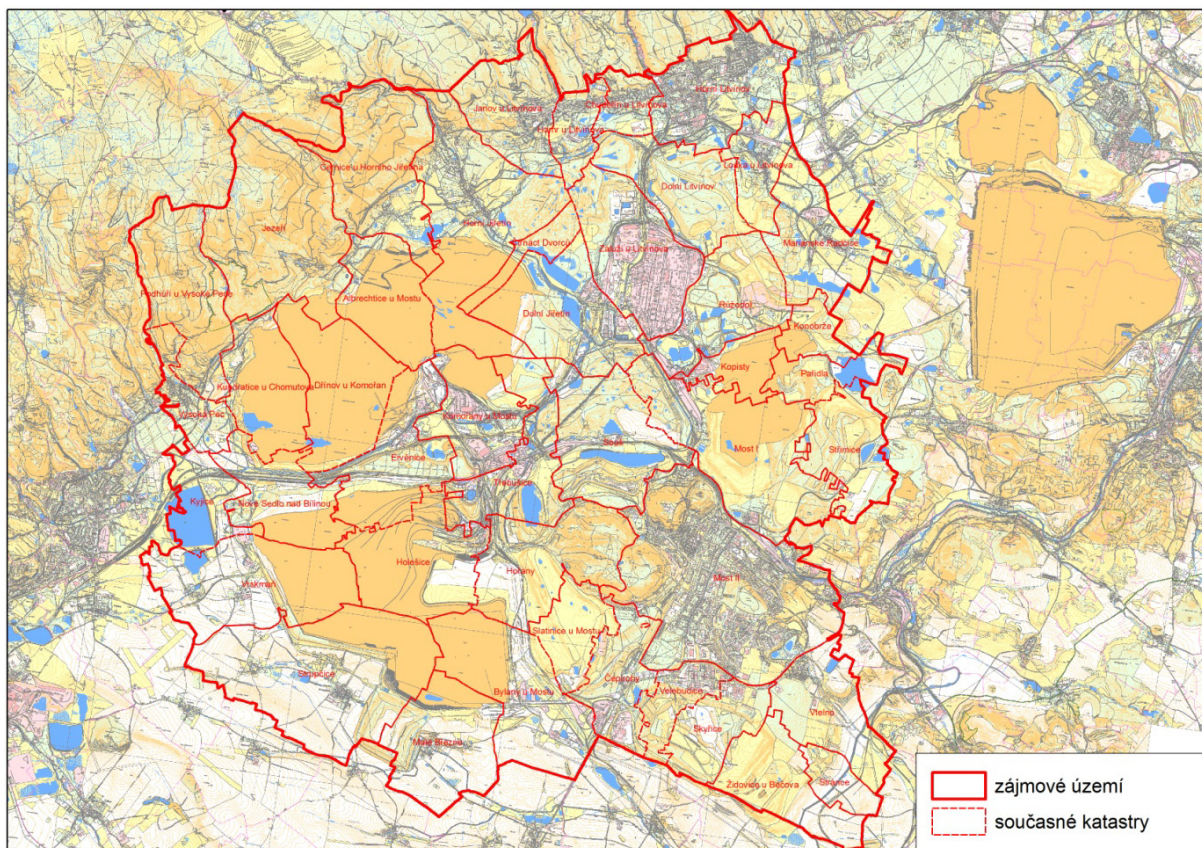
Historicky zájmové území tvořilo 46 katastrů a původně měla rovinatá pánevní krajina mokřadní charakter, který se odráží i v názvech mnoha místních obcí. Mokřadní charakter musel v pozdější době ustoupit zemědělskému hospodaření a zhruba od poloviny 20. století se krajina začala přetvářet v důsledku prudce se rozvíjejícího povrchového dobývání uhlí.



Obr. 1. Poloha zájmového území

V současné době je území vymezeno 44 katastry a krajina je rozsáhle poznamenána těžbou uhlí (Obr. 2). Nacházejí se zde ještě dva činné velkolomy, jeden bývalý velkolom, jehož zbytková jáma se zatápí s cílem vybudovat zde umělé jezero, několik zbytkových jam po malolomové těžbě a celá řada vnějších výsypek různých velikostí. S výjimkou těžebního prostoru obou činných lomů je území postižené dřívější báňskou činností převážně již rekultivováno.





**Obrázek 2.** Vymezení zájmového území současnými katastry, stav území k roku 2010

## 2.2 Zpracování mapových podkladů a jejich analýza

Základní analýza krajinných změn byla provedena na základě vojenských topografických map v měřítku 1:25 000, a to ve třech časových obdobích. Základní mapy pochází z let 1954/1955 a k jejich obnově pak došlo v letech 1976 a 1988/1989. Pro pokrytí celého zájmového území se použilo celkem devět mapových listů. Mapové listy ze základního mapování jsou v souřadnicovém systému 1942 (S-42), obnovené mapy z pozdějších let pak v souřadnicovém systému 1952 (S-52). Jeden mapový list pokrývá území o rozloze cca 82 km<sup>2</sup>.

Mapové listy archivuje Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad v Dobrušce, odkud byly mapové listy získány na CD nosiči ve formě rastrů TIFF naskenovaných s rozlišením 300 dpi. Rastry byly upravovány a zpracovávány v prostředí GIS v programu ArcMap 10.1 od firmy ESRI. Nejprve byl vytvořen klad mapových listů ve formátu polygonového *shapefile*, a to s využitím známých zeměpisných souřadnic rohových bodů mapových listů, které jsou uvedeny na mapovém rámu každého listu. Zeměpisné souřadnice rohových bodů byly transformovány na rovinné souřadnice X a Y v S-JTSK. Následně byla z těchto rohových souřadnicových bodů vytvořena polygonová vrstva, která posloužila jako listoklad pro přesné umístění jednotlivých mapových listů. Transformace jednotlivých rastrů mapových listů byla provedena v programu ArcMap s využitím nástroje *georeferencing*. Jako lícovací body byly využity rohové body vytvořené polygonové vrstvy listokladu. Následně byly pomocí nástroje na zpracování rastrů *clip* ořezány rámové okraje mapových listů, aby mohla být vytvořena bezešvá mapa. Tímto způsobem byla pro každé časové období vytvořena souvislá rastrová mapa v S-JTSK, která mohla být následně vektorizována.



Vektorizace krajinných prvků byla prováděna do nového polygonového *shapefile*, a to pro každý ze 44 současných katastrů, které tvoří zájmové území. Prostorové vymezení jednotlivých krajinných prvků bylo umožněno barevnými mapovými značkami a doprovodným textovým polohopisem, které vojenské topografické mapy používají. Celkově bylo možné rozlišit 24 typů *land-use*, a to ve 12 základních kategoriích (Tab. 1).

**Tabulka 1.** Klasifikace *land-use* odvozených z vojenských topografických map

č.	základní kategorie	podkategorie
1	vodní plocha	jezera/rybníky/vodní nádrže
2	vodní tok	řeky/potoky
3	mokřad	bažina/močál/rašeliniště, rákosina, litorální porost
4	les	les, řídký les, polomy
5	mimolesní zeleň	stromořadí, křoviny, úzké pruhy křovin
6	louky a pastviny	
7	sady	ovocný sad/vinice/chmelnice, zahrada
8	orná půda	
9	intravilán	
10	komunikace	silnice, železnice, cesty
11	těžbou narušené území	doly, lomy, výsypky, odkaliště, pískovny
12	ostatní narušená půda	

Nejobtížněji se identifikovala orná půda, která na mapách není reprezentována žádnou značkou, je součástí bílého pozadí mapy. Z tohoto důvodu byla na závěr provedena verifikace těchto ploch na základě leteckých snímků, které byly základem při vytváření topografických map. Historické letecké snímky byly dostupné on-line prostřednictvím ArcGIS Serveru Magistrátu města Mostu, které letecké snímky zpřístupnilo v rámci mapového projektu „Most do minulosti“. Letecké snímky posloužily k ověření, zda bílé pozadí mapy reprezentuje ornou půdu či jiný typ *land-use*.

V průběhu vektorizace byla do atributové tabulky u každého vytvořeného prvku zaznamenána kategorie *land-use* a příslušnost do katastrálního území. Po ukončení vektorizace byly spočítány výměry všech vytvořených prvků. Provedení vektorizace pro území o rozloze 228 km<sup>2</sup> bylo velice pracné a časově náročné; například v rámci prvního analyzovaného období (roky 1954/1955) bylo vektorizací vytvořeno celkem více než 5 tis. jednotlivých prvků.

Pro porovnání *land-use* odvozených z vojenských topografických map se stavem krajiny v ještě vzdálenější minulosti byly použity výkazy ploch, které jsou dostupné k císařským otiskům stabilního katastru. Lze je získat na Geoportálu ČUZK (<http://geoportal.cuzk.cz/>). Jedná se o výkazy k mapám z let 1826 – 1843. Výkazy jsou sice zpracovány pro tehdejší pozemkové katastry, které ne vždy odpovídají hranicím současných katastrálních území. Nicméně pro porovnání vývoje krajiny zájmového území jako celku jsou dostačující. Ve výkazech je výměra každého katastru rozčleněna do celkem 40 typů *land-use*. Klasifikace *land-use* používaných v císařských otiscích stabilního katastru musely být přizpůsobeny a sjednoceny tak, aby odpovídaly klasifikaci *land-use* odvozené z vojenských topografických map.

Pro porovnání historického obrazu krajiny zájmového území se současností byla využita digitální data z mapování aktuálního stavu krajiny provedeného v roce 2010 v rámci výzkumného projektu MŠMT č. 2B08006. Jednotlivé krajinné prvky byly při mapování klasifikovány podle Bodláka (2008) s doplněním o určité specifické kategorie. Celkem se jedná o 50 typů *land-use*. Klasifikace *land-use* použitá při mapování krajiny byla rovněž přizpůsobena a sjednocena s typy *land-use* odvozených z vojenských topografických map.

Posledním hodnoceným obdobím byl budoucí stav krajiny po ukončení těžby. Pro tyto účely se zkombinovala data z mapování krajiny v roce 2010 s digitálními mapami tzv. souhrnných plánů sanace a rekultivace lomu ČSA a Vršany, které nastiňují, jak bude území lomu vypadat po ukončení těžby a provedení rekultivací. Jelikož předpokládané ukončení těžby na lomu ČSA je v roce 2022 (<http://www.luas.cz>) a na lomu Vršany pak kolem roku 2052 (<http://www.czechcoal.cz>), hodnocené období vystihuje stav krajiny někdy po roce 2050.

Analýza dlouhodobého vývoje krajiny zájmového území tedy vychází ze stavu krajiny v celkem šesti časových obdobích: 1845, 1954, 1976, 1988, 2010 a po roce 2050, přičemž s výjimkou roku 1845 byla pro každé období v prostředí GIS vytvořena digitální mapa území.

Na základě vytvořených digitálních map území pro období 1954, 1976, 1988 a 2010 byla v prostředí GIS provedena analýza trvalých krajinných struktur. Nejprve byly v každém období vybrány ekologicky hodnotné krajinné prvky, tj. typy *land-use* č. 1 až 7 podle tab. 1. Vybrané prvky byly pro každé období vyexportovány do nového *shapefile*, který obsahoval pouze ekologicky hodnotné krajinné prvky. Následně se pomocí nástroje *intersection* provedla překryvná analýza jednotlivých polygonových vrstev, a to postupně tak, aby byly ve výsledku identifikovány ty krajinné prvky, které přetrvávaly v krajině z roku 1954 až do roku 2010.

### 3. Výsledky

#### 3.1 Využití vojenských topografických map

Zásadními faktory, které mohou ovlivnit analýzu historických mapových podkladů, je kvalita dostupných podkladů, způsob jejich zpracování (digitalizace, georeferencování apod.), ale zejména přesnost vektorizace jednotlivých krajinných prvků daná schopností jejich vizuální interpretace v prostředí GIS. Ta je ovlivněná hloubkou rozlišení digitalizovaného podkladu, použitou barevnou škálou v originálním podkladu, a v případě mapových děl i použitou mapovou legendou. Z tohoto hlediska jsou pro vizuální interpretaci krajinného pokryvu vhodnější mapová díla, které jistým způsobem již interpretují krajinný pokryv, nežli letecké snímky, které jen zachycují tehdejší obraz krajiny. Letecké snímky pořizované pro vojenské potřeby v průběhu 20. století jsou navíc monochromatické a z toho důvodu může být někdy obtížné správně interpretovat zachycený krajinný pokryv. Vojenské topografické mapy, které se vytvářely na základě těchto leteckých snímků, používají jednotný a plně barevný klíč mapových značek, a proto je vektorizace krajinných prvků a jejich interpretace z těchto map ve srovnání s monochromatickými leteckými snímky mnohem snazší a přesnější.

Na druhou stranu určitou nevýhodu topografických map lze spatřovat v interpretaci krajinných prvků, které nejsou uvedeny v legendě či textovém polohopisu a na mapě jsou tedy představovány bílým pozadím mapy. Jedná se většinou o zemědělsky využívané území. Pro analýzu heterogenity krajiny bývá účelné rozlišovat např. jednotlivá políčka oddělené mezemi, která mívají různý způsob obhospodařování. K tomu pak nejlépe poslouží letecké snímky, ze kterých bývá jemnější struktura zemědělské krajiny identifikovatelná.

Ideálním způsobem analýzy historického *land-use* může být kombinace vojenských topografických map a vlastních leteckých snímků, které byly podkladem pro jejich vytvoření.

#### 3.2 Vývoj *land-use* v jednotlivých obdobích

Dlouhodobý vývoj krajiny je hodnocen na základě stavu využití krajiny (*land-use*) v šesti časových obdobích. První období (rok 1845) představuje krajinu v době předindustriální, prakticky zcela neovlivněnou těžbou uhlí. Druhé hodnocené období (1956) charakterizuje nástup rozvoje těžby hnědého uhlí, kdy docházelo k přechodu z hlubinného

způsobu těžby na povrchový. Třetí a čtvrté období (roky 1976 a 1988) zachycují zájmové území v době maximálního rozmachu povrchové těžby, avšak v roce 1988 se také již objevují první rekultivované výsypky. Páté období zobrazuje současnost, kdy rekultivované území začíná převládat nad územím aktivní těžby. Poslední období je jakýmsi okénkem do budoucna, neboť ilustruje obraz krajiny po ukončení sanace a rekultivace obou v současnosti činných lomů a dokončení rekultivací na ostatní rozpracovaných lokalitách v zájmovém území.

Základní přehled o zastoupení typů *land-use* v jednotlivých obdobích podává tab. 2. Graficky je struktura krajiny v jednotlivých obdobích (s výjimkou roku 1845) patrná z map 1 až 5 v příloze.

**Tabulka 2.** Zastoupení *land-use* v jednotlivých obdobích

<i>land-use</i>	<i>zastoupení v jednotlivých obdobích [ha]</i>					
	1845	1954	1976	1988	2010	2050
vodní plocha	219,4	520,1	438,7	243,2	753,3	1 813,8
vodní tok	77,4	36,3	45,0	43,9	40,5	40,5
mokřad	0,0	323,9	47,7	4,8	814,2	776,0
les	2 752,5	3 211,4	3 708,7	4 123,9	7 228,0	7 684,2
mimolesní zeleň	2,1	389,2	145,8	67,6	150,4	2 725,4
louky a pastviny	4 341,3	2 012,4	802,1	302,9	1 920,8	2 779,4
sady	727,0	698,9	508,6	423,9	260,7	260,7
orná půda	13 654,5	10 179,4	6 224,5	4 129,5	2 137,1	2 503,0
intravilán	170,9	2 107,4	2 573,8	2 856,4	3 279,6	3 216,7
komunikace	623,1	311,6	326,6	359,4	624,8	595,5
těžbou narušené území	77,2	1 962,0	6 304,7	8 874,1	2 434,1	0,0
ostatní narušená půda	0,0	1 096,1	1 722,7	1 419,2	3 205,3	453,5

V období před více než 150 lety byla s výjimkou jižního úpatí Krušných hor dominantní krajinným prvkem orná půda, která zaujímala více než 60 % z celkové rozlohy zájmového území. Překvapivě nízký je nízký podíl vodních ploch a nulové zastoupení mokřadních ploch. Podle výkazů výměr k císařským otiskům stabilního katastru byly jako mokřady klasifikovány dva způsoby využití území: „rybníky a jezera s rákosem“ a „rašelinisté a slatiniště“. Nicméně žádný ze 46 historických katastrů nemá v těchto kategoriích uveden ani jeden metr čtvereční. Je to zřejmě dáno tím, že veškeré zamokřené pozemky byly záměrně odvodňovány za účelem jejich zemědělského využití. Těžbou narušené území, jehož zastoupení bylo zanedbatelné, zahrnovalo tehdy kamenné lomy, šterkoviště, pískoviště a hlinišť.

Prvním obdobím, které bylo hodnoceno na základě vojenských topografických map, je rok 1954. Patrné jsou první zásahy do hydrografické sítě v souvislosti s počátky rozvoje povrchové těžby. Došlo k úbytku plochy vodních toků v souvislosti s rušením a překládáním vodních toků. U vodních ploch je sice nárůst výměry oproti předchozímu období, avšak důvodem je budování retenčních nádrží pro zadržování povrchových vod jako ochrana lomů. Zaznamenané mokřadní plochy pak pravděpodobně mají původ v zamokřených opuštěných zemědělských plochách. Nárůst výměry mimolesní zeleně je spíše způsoben odlišným přístupem ke klasifikaci tohoto typu *land-use*. Zatímco z výkazů výměr stabilního katastru je do tohoto typu zahrnována jediná kategorie „křoviny“, v topografických mapách bylo možné rozlišit širší škálu rozptýlené krajinné zeleně – kromě křovin i stromořadí, skupiny stromů a keřové pásy. V případě kategorie „intravilán“ je nárůst výměry oproti roku 1845 pouze zdánlivý. Při digitálním zpracování topografických map byl totiž v případě lidských sídel klasifikován pouze intravilán obce bez podrobnějšího rozlišování vnitřní struktury intravilánu.

Pro hodnocení dlouhodobého vývoje krajiny nebylo detailní rozklíčování intravilánu účelné. Nicméně stabilní katastr kategorií intravilán nezná a uvnitř lidských sídel rozlišuje jednotlivé budovy, komunikace, zelené plochy a jiné způsoby využití pozemků. Celkově lze stav krajiny v roce 1954 považovat za výchozí stav pro posouzení dopadů následného rozvoje povrchové těžby. Převládajícím krajinným prvkem je stále orná půda s podílem 45 %, avšak těžbou ovlivněné území již zaujímá 13,5 %.

V dalších dvou obdobích (1976 a 1988) je evidentní výrazný nárůst ploch lomů, výsypek a ostatních těžbou narušených pozemků. Jejich podíl dosáhl 35,4 % v roce 1976, resp. až 45,5 % v roce 1988. Nárůst výměry těchto ploch se uskutečňoval na úkor nejen orné půdy, ale i všech ostatních, ekologicky hodnotnějších typů *land-use*. Jediným pozitivním trendem z toho období je nárůst podílu lesa v souvislosti s ukončováním prvních lesnických rekultivací.

Rok 2010 je již jasným důkazem úspěšné obnovy krajiny po těžbě. Rozsah ploch souvisejících s těžbou se snížil na 24,9 % z celkové rozlohy. Významně narostlo zastoupení lesů, luk a pastvin, vodní ploch, mokřadů i mimolesní zeleně. Je to výsledek intenzivních rekultivací těžbou narušených ploch a útlumu hnědouhelného hornictví po roce 1989. V roce 2010 již byla dokončena rekultivace většiny vnějších výsypek po těžbě uhlí a také existovala první jezera ve zbytkových jámách bývalých lomů, což nejlépe dokumentuje mapa 4 v příloze.

Budoucnost Mostecké pánve pak ilustruje mapa 5 v příloze. Z území zcela vymizely plochy narušené těžbou, které vystřídala rekultivovaná krajina s dominantou ve formě zatopených zbytkových jam všech bývalých lomů.

### 3.3 Stabilita krajiny a trvalé krajinné struktury

Ovlivnění krajiny zájmového území v důsledku těžby uhlí je patrné i z vývoje ekologicky hodnotných krajinných prvků, jak uvádí tab. 3.

**Tabulka 3.** Zastoupení ekologicky hodnotných typů *land-use* v jednotlivých obdobích

	zastoupení v jednotlivých obdobích [ha]					
	1845	1954	1976	1988	2010	2050
ekologicky hodnotné krajinné prvky	8 119,6	7 192,2	5 696,5	5 210,2	11 167,9	16 080,1
podíl na celkové rozloze	35,9 %	31,5 %	24,9 %	22,8 %	48,9 %	70,4 %
koeficient ekologické stability	0,6	0,5	0,3	0,3	1,0	2,4

Celkové zastoupení ekologicky stabilních prvků v krajině před těžbou bylo poměrně nízké, a to v důsledku zemědělského využívání krajiny. Koeficient ekologické stability (KES), spočtený jako poměr stabilních a nestabilních ploch v daném území (MÍCHAL 1985), charakterizuje krajinu jako intenzivně využívanou. Nicméně v důsledku rozvoje povrchové těžby uhlí došlo k další devastaci ekologicky stabilních ploch a KES poklesl až na hodnotu 0,3, jenž svědčí o nadprůměrně využívaném území se zřetelným narušením přírodních struktur. Je třeba poznamenat, že KES byl spočtený pro celé zájmové území, které zahrnuje i těžbou nedotčené části (např. lesy na jižním úpatí Krušných hor apod.). Pokud by byl spočtený pro území jednotlivých katastrů, dosahoval by značné variability, neboť některé katastry byly těžbou dotčeny jen okrajově, jiné totálně. Současná krajina pak již vykazuje prvky relativně vyvážené krajiny, opět s přihlédnutím k variabilitě napříč zájmovým územím, neboť ekologicky stabilní prvky tvoří téměř celou polovinu její rozlohy. Tento stav si udrží minimálně po dobu několika dalších desetiletí, kdy bude pokračovat těžba na obou aktivních lomech. Po úplném ukončení těžby se však podíl ekologicky stabilních ploch vyšplhá až na

70 % a charakter krajiny se přiblíží až přírodě blízké krajině s vysokou ekologickou stabilitou. Scénář budoucího vývoje krajiny samozřejmě zohledňuje pouze ukončení těžby a provedení rekultivací, neuvažuje s jinými rozvojem území, který by mohl přinést i negativní dopady do krajiny.

Z pohledu celkového dopadu povrchové těžby na krajinu zájmového území je velice zajímavý vývoj trvalých krajinných struktur (tab. 4), který byl zpracován překryvnou analýzou ekologicky stabilních ploch v jednotlivých obdobích.

**Tabulka 4.** Vývoj zastoupení ekologicky hodnotných typů *land-use* v období 1954 až 2010

	<i>zastoupení v jednotlivých obdobích [ha]</i>			
	<i>1954</i>	<i>1976</i>	<i>1988</i>	<i>2010</i>
trvalé krajinné prvky	7 192,2	4 585,4	3 657,0	3 344,2

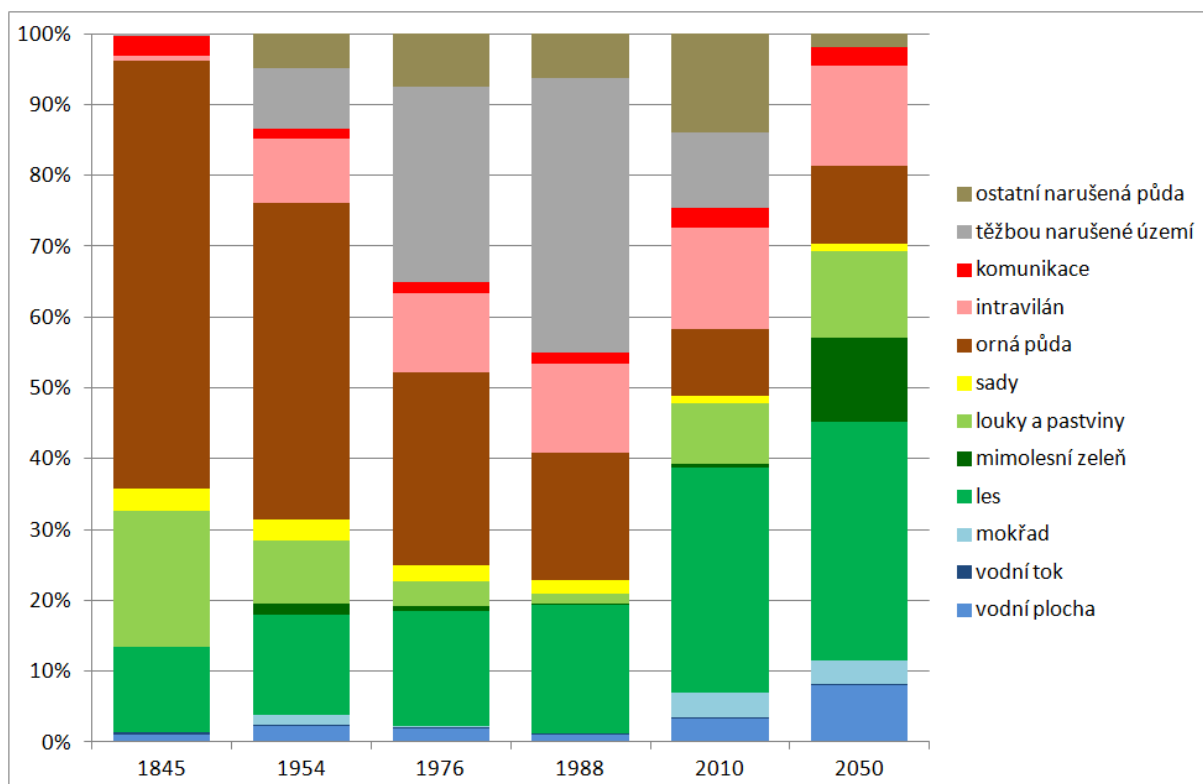
Přestože rozloha ekologicky stabilních krajinných prvků v roce 2010 dosahovala poměrně vysokých hodnot (tab. 3), pouze asi 30 % z této rozlohy představují prvky, které v krajině přetrvávají od roku 1954. Jak je patrné z mapové přílohy č. 6, drtivou většinu z těchto trvalých krajinných prvků představují lesy v těch částech zájmového území, které nebylo těžbou vůbec dotčeno (Krušné hory, vrchy v okolí města Mostu). Příčinou je postupný rozvoj povrchových dolů, které v podstatě přetěžily celou pánevní část zájmového území. Kumulativní rozsah těžbou narušeného území je také zobrazen v mapové příloze č. 6. Zahnuje veškeré plochy, které byly těžbou dotčeny od roku 1954 do současnosti. Těžba uhlí tak poznamenala celkem 10 726,6 ha, což představuje 46,9 % celkové rozlohy zájmového území. Totální devastace území je pak patrná, zohlední-li se v mapě i kumulativní rozsah ostatního narušeného území, které bylo těžbou ovlivněno nepřímo.

#### 4. Diskuze a závěr

Velkoplošná těžba uhlí má zcela zásadní dopady do krajiny a její struktury. Na příkladu střední části Mostecké pánve, která v uplynulých 150 letech zaznamenala postupný rozvoj povrchového způsobu dobývání a jeho následný útlum, je patrné, jak intenzivní a plošně rozsáhlý tento zásah do krajiny může být.

Z hlediska struktury krajiny, charakterizované zastoupením a prostorovou distribucí jednotlivých typů *land-use*, prodělává krajina kompletní metamorfózu, kterou lze doložit právě totální změnou poměrného zastoupení jednotlivých *land-use*. Celkovou proměnu krajiny ilustruje nejlépe obr. 3, kde jsou barevně rozlišeny procentuální podíly zastoupení *land-use* v jednotlivých obdobích.

Původně zemědělská krajina se v důsledku rozvoje povrchového způsobu dobývání hnědého uhlí nejprve stala „měsíční krajinou“, aby se v zápětí postupně přeměnila na pestrou krajinu lesů, luk a jezer. Původní dominanta krajiny – orná půda – bude v budoucnu zastoupena jen asi na jedné desetině rozlohy území.



**Obrázek 3.** Relativní zastoupení *land-use* v jednotlivých obdobích

Obdobné trendy přeměny krajiny v souvislosti s těžbou hnědého uhlí jsou popisovány i z jiných hnědouhelných revírů severozápadních Čech – Chabařovické oblasti (SKLENIČKA & LHOTA 2002) či Sokolovské pánve (SKLENIČKA 2002, SKLENIČKA & CHARVÁTOVÁ 2003, SKALOŠ *et al.* 2012). Citované práce vycházely z porovnání dvou až tří časových období s využitím stabilního katastru a leteckých snímků, případně i mapování současného stavu krajiny. Práce se tak zaměřovaly na porovnání historického stavu krajiny se současností.

Provedená analýza vývoje střední části Mostecké pánve popisuje vývoj krajiny podrobněji, v šesti časových obdobích, čímž umožňuje zachytit i přechodné období vzestupu a útlumu povrchové těžby uhlí. Přitom se využívá prakticky všech dostupných datových zdrojů o využití krajiny – stabilní katastr, topografické mapy, mapování aktuálního stavu krajiny i letecké snímky. Unikátní je pak porovnání dosavadního vývoje krajiny s plánovaným stavem krajiny v budoucnosti.

Charakter budoucí krajiny podkrušnohoří sice nebude mokřadní, jak tomu bylo v minulosti, avšak v souvislosti se vznikem zbytkových jezer se bude zcela nepochybně označovat přívlastkem „jezerní“. Celková plocha všech zbytkových jezer v obou podkrušnohorských pánvích dosáhne téměř 5 200 ha s objemem zadržené vody asi 2 mld. m<sup>3</sup> (KABRNA 2013).

### Poděkování

Chtěl bych poděkovat Lence Sirovičové a Lucii Kabrnové za pomoc při zpracování mapových podkladů.

## Citovaná literatura

Antwi, E. K., Krawczynski, R., & Wiegleb, G. (2008). Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape and urban planning*, 87(1), 22-32.

Bodlák, L. et al. (2008). Soubor speciálních tematických map, metodik a metodických postupů ke stanovení funkčních aspektů krajiny pro správní území obcí Horní Stropnice a Nové Hradky. Lesnická práce, s.r.o., ISBN 978-80-87154-31-1.

Brink, A. B., & Eva, H. D. (2009). Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa: A sample based remote sensing approach. *Applied Geography*, 29(4), 501-512.

Brom J., Nedbal V., Procházka J., Pecharová E. (2012). Changes in vegetation cover, moisture properties and surface temperature of a brown coal dump from 1984 to 2009 using satellite data analysis. *Ecological Engineering*, 43, 45-52.

Brůna, V., Buchta, I., & Uhlířová, L. (2002). Identifikace historické sítě prvků ekologické stability krajiny na mapách vojenských mapování. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem.

Brůna, V., & Křováková, K. (2005). Analýza změn krajinné struktury s využitím map Stabilního katastru. Historické mapy. Zborník z vedeckej konferencie, Kartografická spoločnosť Slovenskej republiky, Bratislava, Slovenská republika.

Cousins, S. A. (2001). Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape ecology*, 16(1), 41-54.

Kabrna, M. (2013). Voda jako nástroj obnovy krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí. Sborník příspěvků z konference Jezera a mokřady ve zbytkových jámách o těžbě nerostů, 16.-18.4. 2013, Most, ISBN 978-80-260-4172-6.

Kadmon, R., & Harari-Kremer, R. (1999). Studying long-term vegetation dynamics using digital processing of historical aerial photographs. *Remote Sensing of Environment*, 68(2), 164-176.

Latifovic, R., Fytas, K., Chen, J., & Paraszczak, J. (2005). Assessing land cover change resulting from large surface mining development. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 7(1), 29-48.

Míchal, I. et al. (1985). Ekologický generel ČSR. Terplan Praha a GgÚ ČSAV Brno.

Nagendra, H., Munroe, D. K., & Southworth, J. (2004). From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2), 111-115.

Raděj, K. 2001: První celostátní topografické mapování v měřítku 1 : 25 000. *Zeměměřič* [on-line], roč. 2001, č. 5. Dostupný z WWW: < <http://www.zememeric.cz> >

Skaloš, J., & Engstová, B. (2010). Methodology for mapping non-forest wood elements using historic cadastral maps and aerial photographs as a basis for management. *Journal of Environmental Management*, 91(4), 831-843.

Skaloš, J., Weber, M., Lipský, Z., Trpáková, I., Šantrůčková, M., Uhlířová, L., & Kukla, P. (2011). Using old military survey maps and orthophotograph maps to analyse long-term land cover changes—Case study (Czech Republic). *Applied Geography*, 31(2), 426-438.

Skaloš, J., Engstová, B., Trpáková, I., Šantrůčková, M., & Podrázský, V. (2012). Long-term changes in forest cover 1780–2007 in central Bohemia, Czech Republic. *European Journal of Forest Research*, 131(3), 871-884.

Skaloš, J., & Kašparová, I. (2012). Landscape memory and landscape change in relation to mining. *Ecological Engineering*, 43, 60-69.

Skaloš, J., Pecharová, E., Kašparová, I., Tesařová, B., Trpáková, I., et al. (2012). Strukturní a funkční změny krajiny Sokolovska (1842 a 2010). Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o., 72 p., ISBN 978-80-7458-014-7.

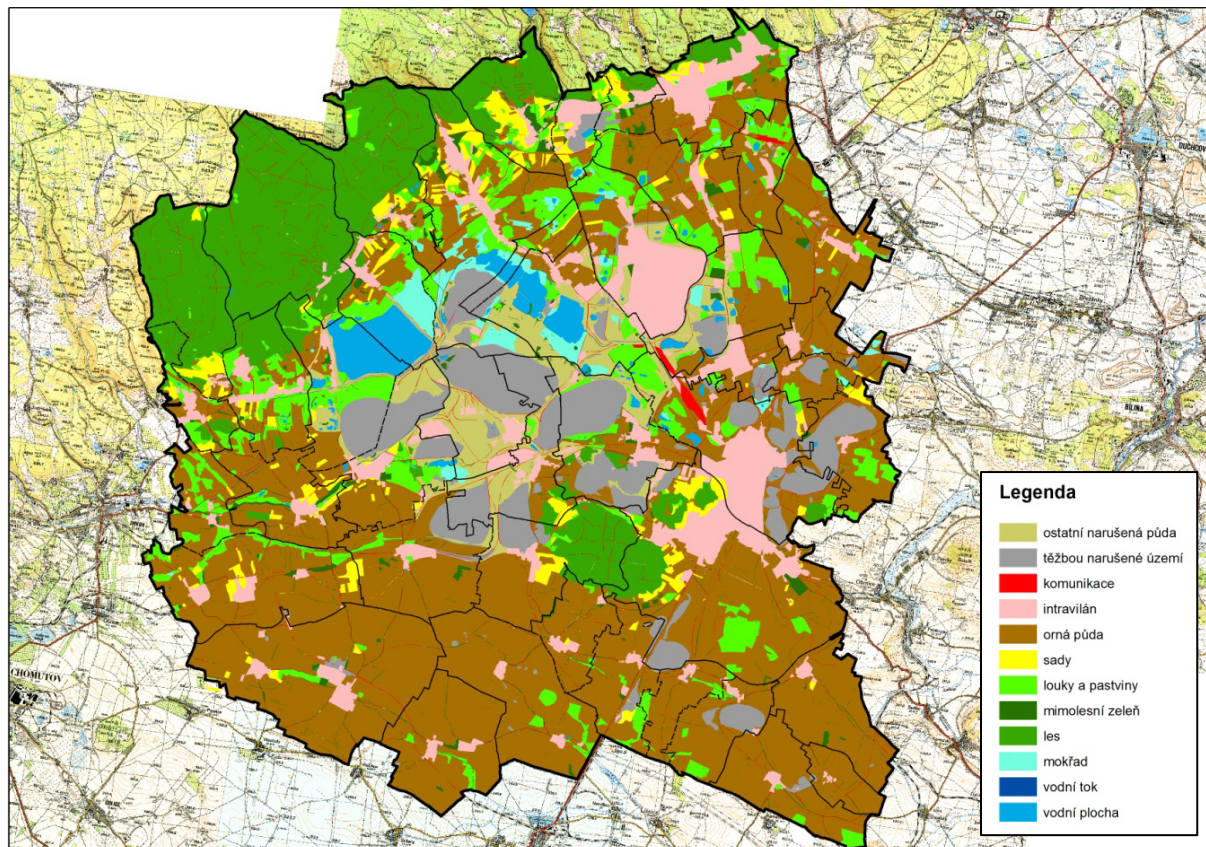
Sklenička, P. (2002). Význam sledování změn krajinné heterogenity při obnově krajiny narušené povrchovou těžbou. KRAJINA 2002 OD POZNÁNÍ K INTEGRACI, 71.

Sklenička, P., & Lhota, T. (2002). Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning*, 58, 147-156.

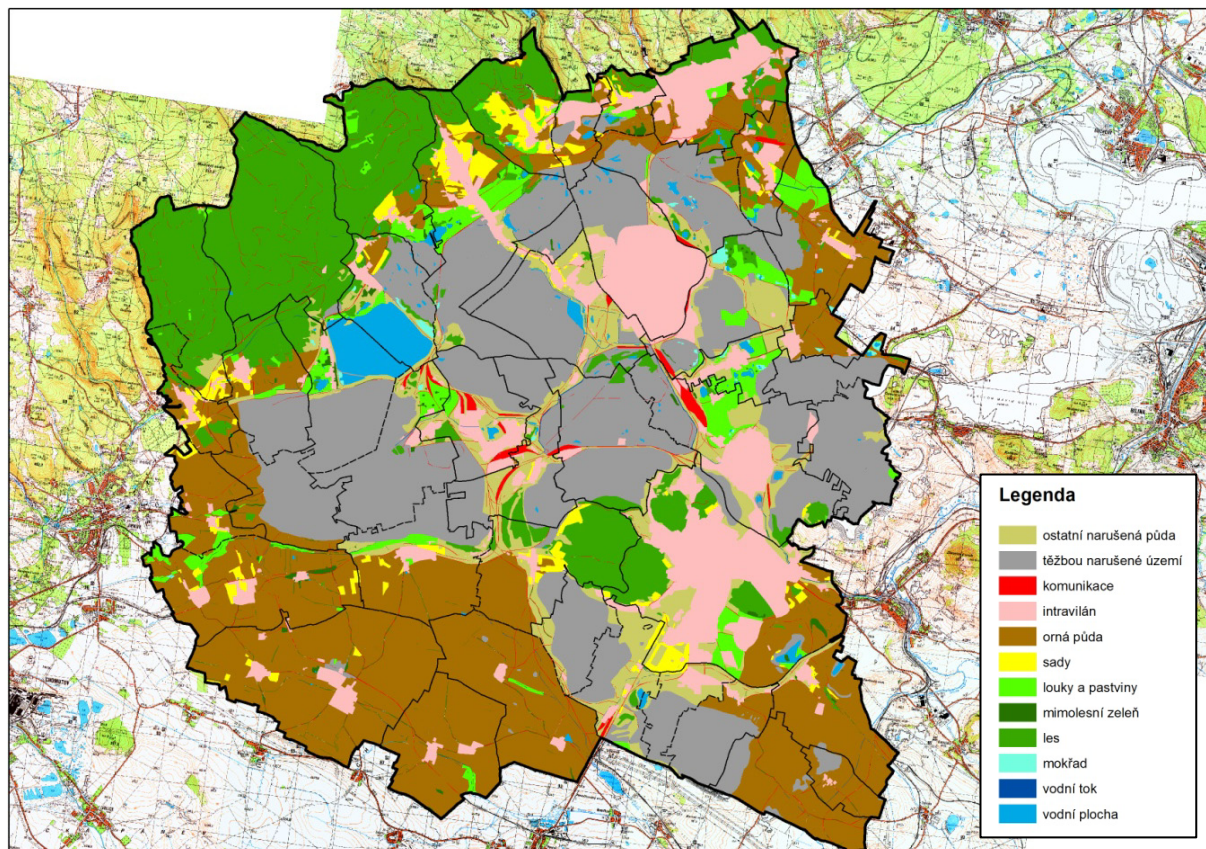
Sklenička, P. & Charvátová, E. (2003). Stand continuity – a useful parameter for ecological networks in post-mining landscapes. *Ecological Engineering*, 20, 287-296.



## Mapové přílohy

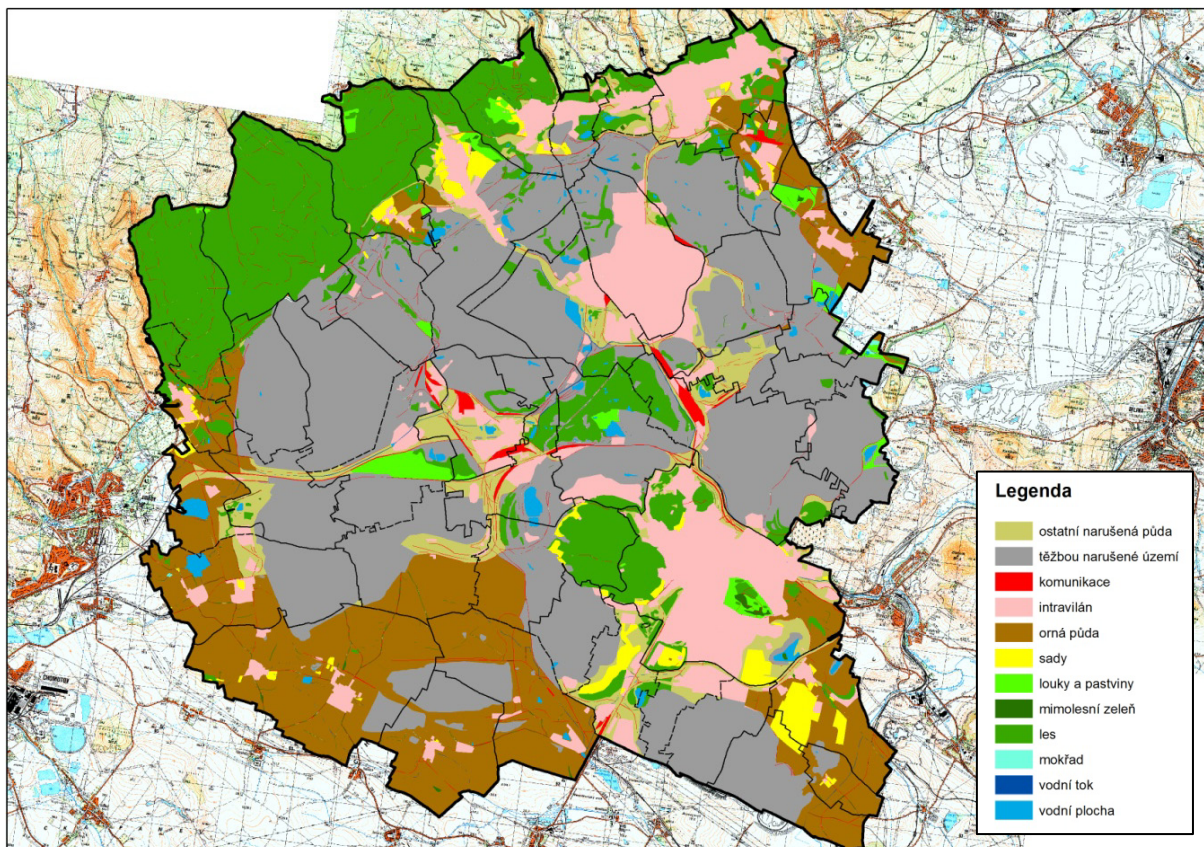


Mapa 1. Stav *land-use* v roce 1954

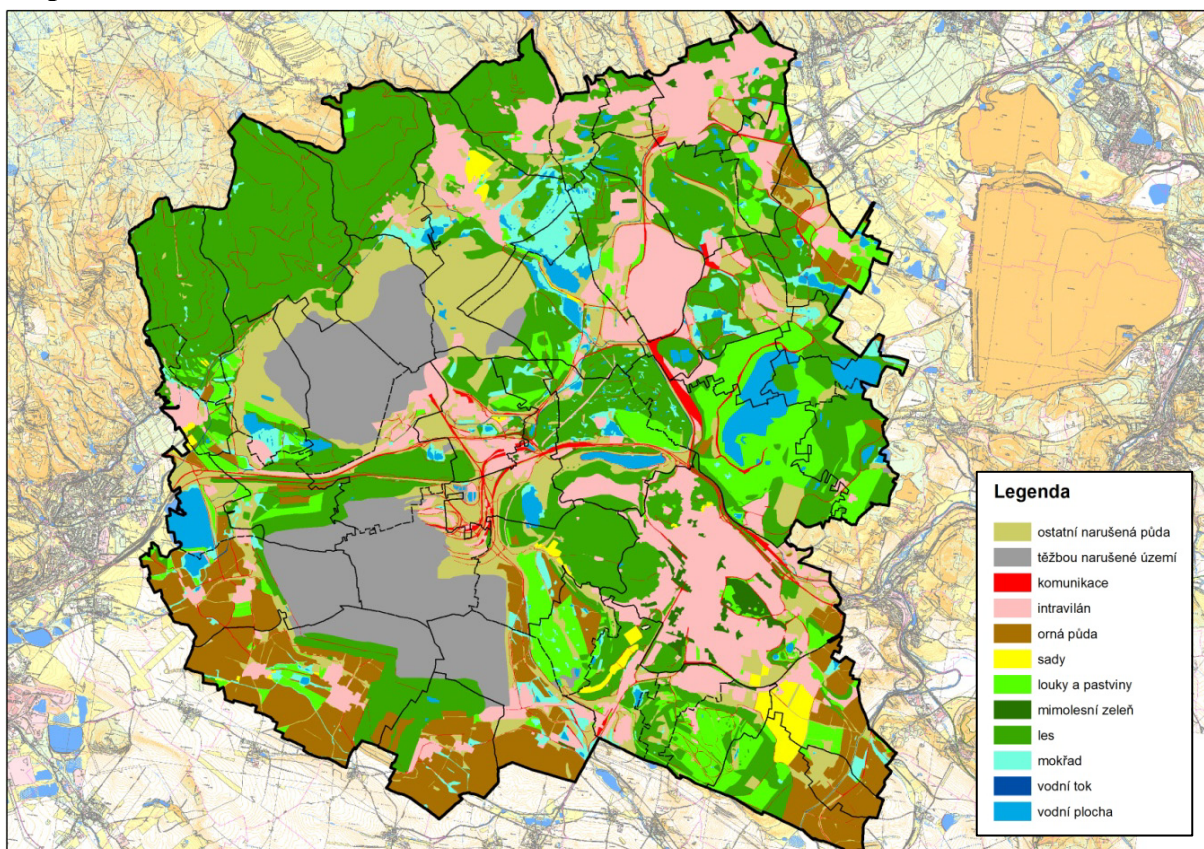


Mapa 2. Stav *land-use* v roce 1976



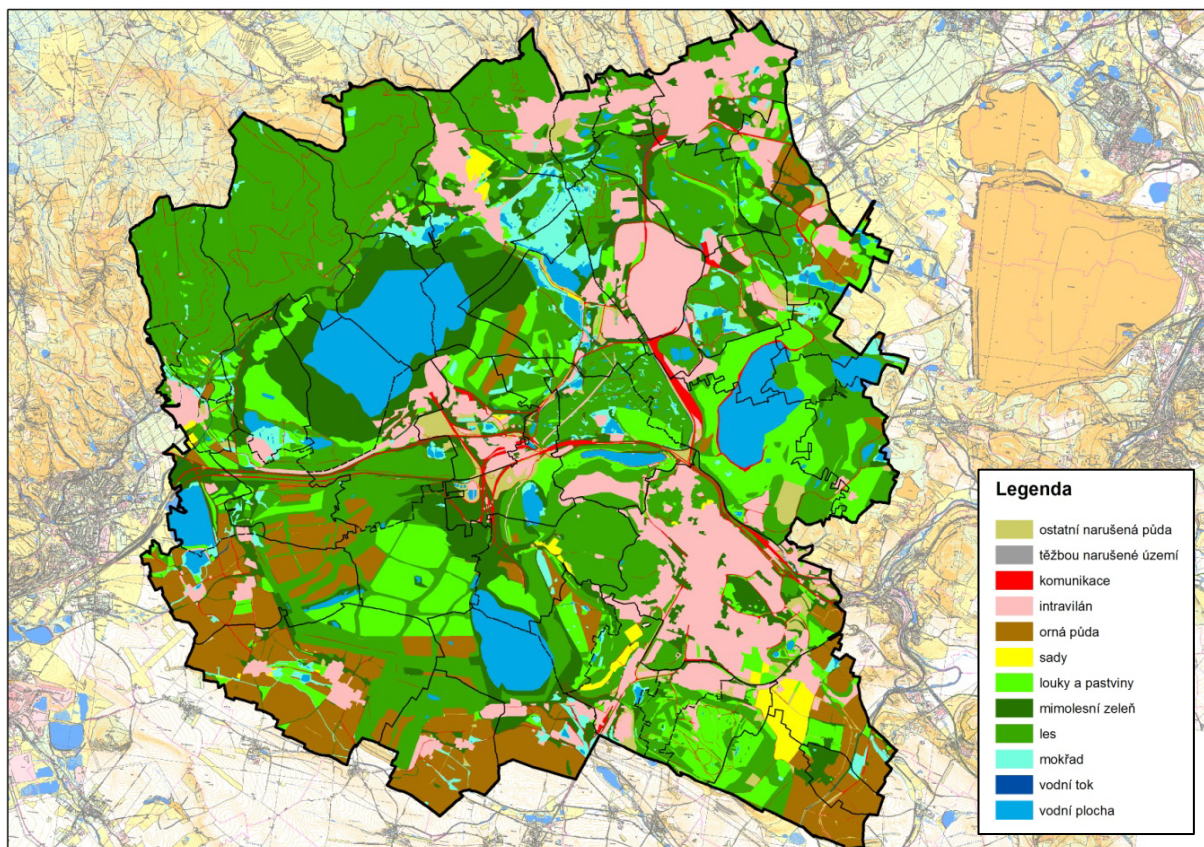


Mapa 3. Stav *land-use* v roce 1989

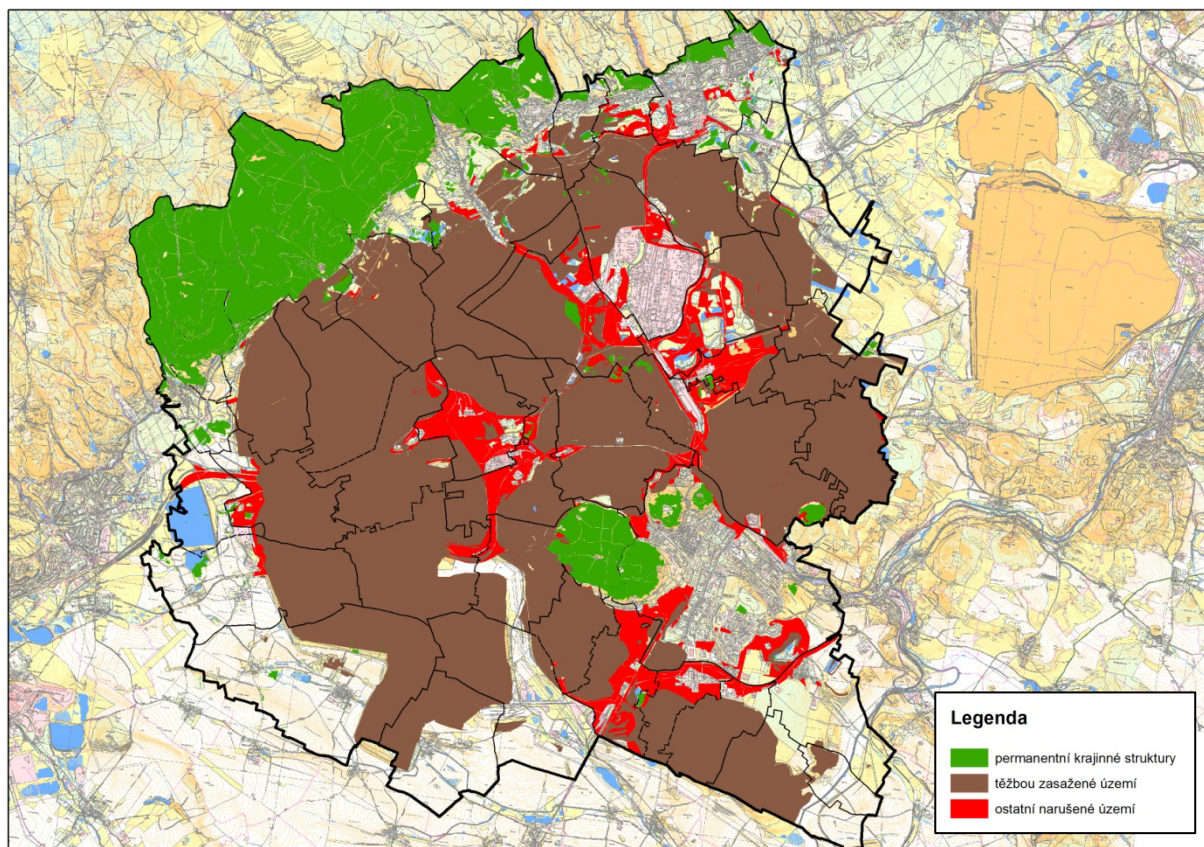


Mapa 4. Stav *land-use* v roce 2010





**Mapa 5.** Stav *land-use* po roce 2050



**Mapa 6.** Kumulativní dopady těžby uhlí na krajinu od roku 1954 do současnosti



## Přehled dosavadní publikační činnosti

Fajtl, J., Tichý, R., & **Kabrna, M.** (1999). Environmental risks associated with a contaminated freshwater sediment exposed to a coal-mine drainage water. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 29(3), 277-277.

Fajtl, J., **Kabrna, M.**, Tichý R., Ledvina, R. (1999). Environmentální rizika spojená se zavzdušněním sedimentu vystavenému důlní drenáži. *Sborník z konference Environchemika 99*, 25.-26.3. 1999.

Fajtl, J., Tichý, R., **Kabrna, M.** Environmental risks associated with a contaminated freshwater sediment exposed to a coal-mine drainage water. *ACS - Central European Workshop on Environmental Chemistry*, 13.-16.6. 1999.

Fajtl, J., **Kabrna, M.**, Tichý R., Ledvina, R. (2002). Environmental risks associated with aeration of a freshwater sediment exposed to mine drainage water. *Environmental Geology*, 41(5), 563-570.

Valášek, V., **Kabrna, M.**, Kubizňák, K. (2003). Koncepce řešení ekologických škod vzniklých těžební činností v Ústeckém a Karlovarském kraji. *Sborník z konference Budoucnost krajiny postižené těžbou*, 9.-10.10. 2003, Chodov.

Valášek, V., **Kabrna, M.**, Peleška, O., Svoboda, I., Kubizňák, K. (2003). Koncepce řešení ekologických škod vzniklých těžební činností v Ústeckém a Karlovarském kraji. *Uhlí – rudy – geologický průzkum*, 12.

Valášek, V., **Kabrna, M.** (2003). Disponibilita hnědouhelných zásob podkrušnohorských pánví a následná revitalizace území postižených důlní činností. *Sborník z konference Racio 2003*, 13.11. 2003, Plzeň.

Valášek, V., **Kabrna, M.**, Peleška, O., Svoboda, I., Kubizňák, K. (2003). Koncepce řešení ekologických škod vzniklých těžební činností v Ústeckém a Karlovarském kraji. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 3, 64-72.

**Kabrna, M.**, Řehoř, M. (2007). Reclamation as an effective tool for post-mining landscape regeneration. *Proceedings of SECOTOX Conference and the International Conference on Environmental Management Engineering, Planning and Economics*, Greece, Skiathos, June 24-28 2007: 613-618.

Pokorná, L., **Kabrna, M.** (2008). Zur Problematik der Forstwirtschaft auf der böhmischen Seite des Erzgebirges von der mittelalterlichen Köhlerei bis zur heutigen Renaturierung. *Freiberger Forschungshefte, D227 Geschichte*.

Hendrychová M., **Kabrna M.** (2008). Aplikace rekultivačního výzkumu do praxe - možnost uplatnění spontánní sukcese. *Zpravodaj hnědé uhlí*, 4, 2-9, ISSN 1213-1660.

**Kabrna, M.**, Peleška, O. (2009). Je potřeba internalizovat externalitu z těžby uhlí? *All for power*, 4, 76-79, ISSN 1802-8535.

**Kabrna, M.**, Peleška, O. (2009). Využití metod oceňování biotopů ke kvantifikaci externalit z povrchové těžby uhlí. *Paliva*, 1, 16-18, ISSN 1804-2058.

**Kabrna, M.**, Peleška, O. (2009). Metodika hodnocení a oceňování biotopů pro kvantifikaci externalit z povrchové těžby uhlí. *Zpravodaj hnědé uhlí*, 4, 51-53, ISSN 1213-1660.

**Kabrna, M.**, Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M. (2009). Optimisation of reclamation approaches to land affected by surface coal mining. *Proceedings of the Eighteenth International Symposium on Mine Planning and Equipment Selection (MPES 2009) and the Eleventh International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production (SWEMP 2009)*, Canada, Banff, Alberta, November 16-19, 2009, ISSN 1913-6528, ISBN 978-0-9784416-0-9: 431-438.

**Kabrna, M.**, Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M. (2009). Optimalizace rekultivačních přístupů k obnově krajiny po povrchové těžbě. *Zpravodaj hnědé uhlí*, 4, 63-65, ISSN 1213-1660.

**Kabrna, M.**, Peleška, O. (2009). Biotope assessment and evaluation as a method to quantify the external costs related to surface brown coal mining. *Proceedings of the Eighteenth International Symposium on Mine Planning and Equipment Selection (MPES 2009) and the Eleventh International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production (SWEMP 2009)*, Canada, Banff, Alberta, November 16-19, 2009, ISSN 1913-6528, ISBN 978-0-9784416-0-9: 272-279.

Hendrychová M., Šálek M., **Kabrna M.**, Bartůňková N. (2010). Jak se žije ptákům na severočeských výsypkách? In: Koubová M., Podskalská H. a Zasadil P. (Eds.): *Sborník z konference Biodiverzita 2010*, IV. ročník konference mladých vědeckých pracovníků, 9.1.-10.1. 2010. Fakulta životního prostředí, ČZU, Praha. ISBN: 978-80-213-2043-7: 8.

**Kabrna, M.** (2011). Možnosti aplikace ekologické obnovy na výsypkách hnědouhelných lomů. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 4, 16-22.

**Kabrna, M.** (2011). Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies*, 4, 59-69.

**Kabrna, M.**, Hendrychová, M. (2012). Catalogue of biotopes with prevailing non-productive features. *Abstract Book of the 8th European Conference on Ecological Restoration*, September 9-14, 2012, České Budějovice, Czech Republic.

Hendrychová, M., **Kabrna, M.**, Ondráček, V., Boršiová, J. (2012). *Katalog mimoprodukčních biotopů: pro rekultivaci území dotčeného těžbou Severočeských dolů a.s.*, 1. vyd. [Louny: Raise Petr Stuna], 2012. 52 s. ISBN 978-80-87357-13-2.

**Kabrna M.** (2013). Voda jako nástroj obnovy krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sborník příspěvků z konference Jezera a mokřady ve zbytkových jámách o těžbě nerostů*, 16.-18.4. 2013, Most, ISBN 978-80-260-4172-6.

**Kabrna, M.**, Hendrychová, M., Prach, K. (2013). Establishment of target and invasive plant species on a reclaimed coal mining dump in relation to their occurrence in the surroundings. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*. (přijato)

**Kabrna, M.**, Hendrychová, M. Creating habitats with prevailing non-productive characters as a contribution to ecological restoration of post-mining landscapes in the Czech Republic. *Landscape Research*. (odesláno)