

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí

Ekologie a ochrana životního prostředí



Bakalářská práce

Historický rozvoj spontánní vegetace na výsypkách v okolí Sokolova

*Historical development of spontaneous vegetation in post mining
landscape near Sokolov*

Alena Vávrová

Školitel: **Doc. Ing. Mgr. Jan Frouz, CSc.**

Srpen 2010

Abstrakt

Tato práce si klade za cíl posoudit rozvoj spontánní sukcese na nerektivovaných plochách na příkladu Velké podkrušnohorské výsypky. Základem práce jsou letecké snímky výsypky z posledních 20ti let, které byly získány od Vojenského geografického a hydrometeorologického úřadu v Dobrušce. Fotografie z jednotlivých let byly naskenovány, rektifikovány a poté zpracovány v programu GIS. Na snímcích byly vytyčeny nerektivované plochy výsypky, na nichž bude studován vývoj spontánní vegetace. Výsledky ukazují značnou různorodost v rychlosti zarůstání u ploch různého stáří na různých místech výsypky. Lze odhadnout, že za 20 let by mohlo spontánně zarůst 30-70% plochy výsypky, pokud by byla celá ponechána spontánnímu vývoji.

Klíčová slova: sukcese, rektivace, GIS, těžba uhlí, výsypky

Abstract

This study aims to assess the development of spontaneous succession on non reclaimed land on the example of Velká podkrušnohorská výsypka. Work was based on aerial photographs of dumps from the past 20 years, which were purchased from the Military Geographical and Hydrometeorology Office in Dobruška. Photos from various years were scanned, rectified and then elaborated in a GIS program. On the slides were set non reclaimed spoil area, which will be studied on the development of spontaneous vegetation. Results show considerable diversity in the speed at ingrowth areas different years in different places of dump. Can be estimated that in 20 years could spontaneously close up 30-70% space of dump, if was all left to spontaneous development.

Keywords: succession, reclamation, GIS, coal mining, postmining landscape

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou diplomovou práci vypracovala samostatně, pouze s použitím uvedené literatury. Předložená tištěná verze BP je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 23. srpna 2010

.....

Alena Vávrová

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu bakalářské práce Doc. Ing. Mgr. Janu Frouzovi, CSc. za cenné rady, připomínky a metodické vedení i Ing. Luboši Matějčíkovi, Dr. za rady ke zpracování dat v programech GIS. V neposlední řadě patří díky mému partnerovi a rodičům za psychickou podporu v průběhu celého studia a také bych neměla opomenout své psy, kteří byli shovívaví k mým časovým možnostem.

Obsah

1. Úvod	1
2. Těžba uhlí	2
2.1. Hlubinná těžba	2
2.2. Povrchová těžba	3
3. Výsypky	3
3.1. Vodní režim výsypek	5
4. Rekultivace	7
4.1. Důlnětechnická rekultivace	7
4.2. Biologická rekultivace	8
4.2.1. Zemědělská rekultivace	8
4.2.2. Lesnická rekultivace	8
4.2.3. Vodní a ostatní rekultivace	8
5. Sukcese	9
5.1. Mechanismy sukcese	10
5.2. Primární sukcese na výsypkách v okolí Sokolova	12
5.3. Sukcese versus rekultivace	14
5.4. GIS a jeho využití při studiu sukcese	16
5.4.1. Dálkový průzkum země	17
5.4.1.1. Letecké měřičské snímky	17
5.4.1.2. Družicové snímky	18
6. Projekt „Vývoj spontánní vegetace na Velké podkrušnohorské výsypce“	19
6.1. Velká podkrušnohorská výsypka	18
6.1.1. Přírodní poměry	19
6.2. Zdroje dat	20
6.2.1. Charakteristika snímků	20
6.2.2. Zpracování snímků do digitální formy	21
6.3. Metodika	22
6.4. Výsledky	26
7. Diskuse	29
8. Závěr	31
9. Seznam použité literatury	32

1. Úvod

Těžba nerostných surovin zejména pak povrchová je spojena s rozsáhlým poškozením okolní krajiny (Štýs, 1981). V české republice je v současnosti nejvýznamnější povrchová těžba uhlí, v jejímž důsledku vznikají rozsáhlé plochy výsypek tvořené nadložními horizonty, které se nacházejí nad uhelnou slojí (Štýs, 1981). Substráty uložené na výsypkách se značně liší od okolních půd. Mají často extrémní zrnitostní složení, což ovlivňuje jejich vodní režim, některé mohou být i fytotoxické díky vyšší salinitě, extrémní kyselosti nebo vysokému obsahu těžkých kovů (Bradshaw, 1997).

Přestože jsou výsypky nesporně velkým zásahem do krajiny, mohou také přispět ke vzniku speciálních stanovišť, jako jsou například xerothermní louky či slaniska, které hostí vzácné a ohrožené druhy rostlin a živočichů. Takovéto biotopy nalezneme pouze na přirozeně zarůstajících výsypkách (Frouz et al., 2007). V současnosti je převážná většina výsypek podrobena technickým rekultivacím, které jsou ekonomicky příliš nákladné a zamezují vzniku přírodě blízkého ekosystému (Prach, 2009 (A)). Mnohem více prostoru pro spontánní sukcesi na místech narušených těžbou či jinak se v dnešní době dává např. v Německu, Holandsku či Velké Británii (Tischew, 1998). O změnu této situace se snaží vědci, neziskové organizace (např. Calla, www.calla.cz) a dokonce i některé těžbařské firmy. Na pracovním setkání českých odborníků na problematiku těžbou narušených území v lednu 2009 byly zformulovány „Obecné zásady přírodě blízké obnovy těžbou narušených území a deponií“ (www.calla.cz/piskovny/obecne-zasady-obnovy.php). Jedním z jejich požadavků je ponechat spontánní sukcesi minimálně na 20% rozlohy větších těžeben, menší těžebny (lomy, pískovny) by se měly přírodě blízké obnově ponechat celé.

Jedním z klíčových problémů při aplikaci spontánní sukcese do obnovovacích programů je její malá predikovatelnost. Na konkrétní ploše, je obtížné určit zda a jak rychle ta která plocha zaroste, což je dáno malým množstvím dlouhodobých údajů o rychlosti zarůstání výsypek na velkých plochách. Cílem této práce je shrnout poznatky o využívání rekultivace a sukcese při obnově ekosystémů na výsypkách a na základě analýzy historických leteckých snímků popsat rozvoj spontánní vegetace na Velké podkrušnohorské výsypce.

2. Těžba uhlí

Uhlí představuje většinu domácích energetických zásob ČR a z více než 50% se podílí na produkci elektrické energie. Je tedy zcela nepostradatelným prvkem české energetiky (Kolát et al., 2008). Těžba uhlí je velice citlivým indikátorem energetické náročnosti průmyslové výroby. To se ukázalo především ve druhé polovině 20. století, kdy tehdejšímu Československu vládla silná industrializace a koncepce levné energie. V tomto období bylo exploatováno největší množství uhlí a to převážně povrchoвым způsobem (Farský, Zahálka, 2008). Těžba uhlí zejména pak těžba povrchová znamená značný zásah do krajiny. Při tomto způsobu těžby jsou odkryty nadloží horizonty o značné mocnosti, které jsou deponovány na výsypkách. Velké plochy původních ekosystémů jsou tak zcela zničeny odtěžením nebo zasypáním (Frouz et al., 2008). Krajina narušená povrchovou těžbou se v podstatě stává subkategorií kulturní krajiny s výrazným produkčním akcentem. Nese rysy hospodářské činnosti, které nejvíce kontrastují s přírodní podstatou krajiny (Sýkorová, Šťastný, 2008). Přímé i nepřímé deteriorizační vlivy způsobují hluboké zásahy do celé struktury a funkcí místních ekosystémů (Štýs, 1981). Posttěžební obnovou lze opět vrátit povrch do krajinných typů, které jsou z hlediska polyfunkčního charakteru relevantně vyvážené na rozdíl od například městských aglomerací, kde je krajina srovnatelně devastovaná, avšak bez zřejmé perspektivy obnovy (Sýkorová, Šťastný, 2008).

Těžba nerostných surovin se dělí na dva základní typy – těžbu hlubinnou a povrchovou (Štýs, 1981).

2.1 Hlubinná těžba

Hluboce uložené uhelné sloje se dobývají různými metodami. K nejstarším dobývacím způsobům patří komorování, kdy se uhlí dobývá v komorách, v předem stanoveném pořadí. Progresivnějším dobývacím způsobem je stěnování, které má oproti komorování řadu výhod (Štýs, 1981). Právě zvolená dobývací metoda je činitelem, který ovlivňuje změny vznikající báňskou činností na povrchu dobývacího prostoru. (Štýs, 1981). Při hlubinné těžbě převládají málo výrazné konkávní formy reliéfu, poklesy a propadliny. Odvaly, které jsou výraznými představiteli konvexních forem reliéfu, zaujímají poměrně malé plošné rozměry (Štýs, 1981).

Hlubinná těžba v sokolovském revíru převládala až do poloviny 20. století. Ještě v roce 1945 bylo v sokolovském revíru registrováno 35 hlubinných a 28 povrchových dolů (Štýs,

Helešicová, 1992). Od 50. let 20. století docházelo postupně k utlumení hlubinné a těžby a v roce 1991 byl uzavřen poslední hlubinný důl Marie u Královského Poříčí (Klimecký, 1997).

2.2. Povrchová těžba

Při povrchové těžbě dochází k odstranění nadloží nad celým těženým ložiskem, které pak může být takřka bezzbytku vytěženo. Povrchová těžba je tedy oproti hlubinné mnohem ekonomičtější a účelnější, neboť dokáže odtěžit prakticky veškeré zásoby uhlí (oproti hlubinné těžbě, jejíž výrubnost je maximálně 50%) (Štýs, 1996). Povrchová těžba probíhá ve dvou fázích. Odklizem nadložních hornin a odtěžením ložiska nerostu. Skrývka nadložních hornin je realizována různými druhy rýpadel a poté přepravena na výsypku (Štýs, 1981). Největším problémem je technologická nutnost totální transformace všech základních složek přírodního systému krajiny (Štýs, 1996).

Po velkém rozvoji povrchové těžby v druhé polovině 20. století došlo v 90. letech k jejímu postupnému utlumení. Jako první byl ukončen provoz dolu Michal v roce 1995. Těžba zde trvala 15 let a dnes je lom zatopen a slouží k rekreačním účelům. Posledním uzavřeným lomem je Medard – Libík, na jehož území se rozprostírá vodní nádrž, která by měla být dokončena v roce 2010. V současnosti je na Sokolovsku těžba centralizována do dvou povrchových lomů: Jiří a Družba. Odhadovaná životnost velkolomu Jiří při roční těžbě 7,5-8 mil. tun je do roku 2027. V lomu Družba se ročně vytěží 2,2 – 2,5 mil. tun uhlí a jeho životnost je odhadována až do roku 2047 (Fejlková, 2009). Tabulka 1 dokumentuje množství vytěženého uhlí a odtěžené skrývky v Sokolovském uhelném revíru v období 2003-2009.

Tab.1 Těžba hnědého uhlí a skrývky v Sokolovském uhelném revíru (2003-2009).

rok	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
těžba uhlí (tis. tun)	10 082,9	10 081,1	10 307,1	10 329,2	9 292,3	9 732,1	8 566,1
těžba skrývky (tis. m ³)	26 478,2	32 191,0	32 684,0	29 230,6	29 572,4	29 433,7	24 603,9

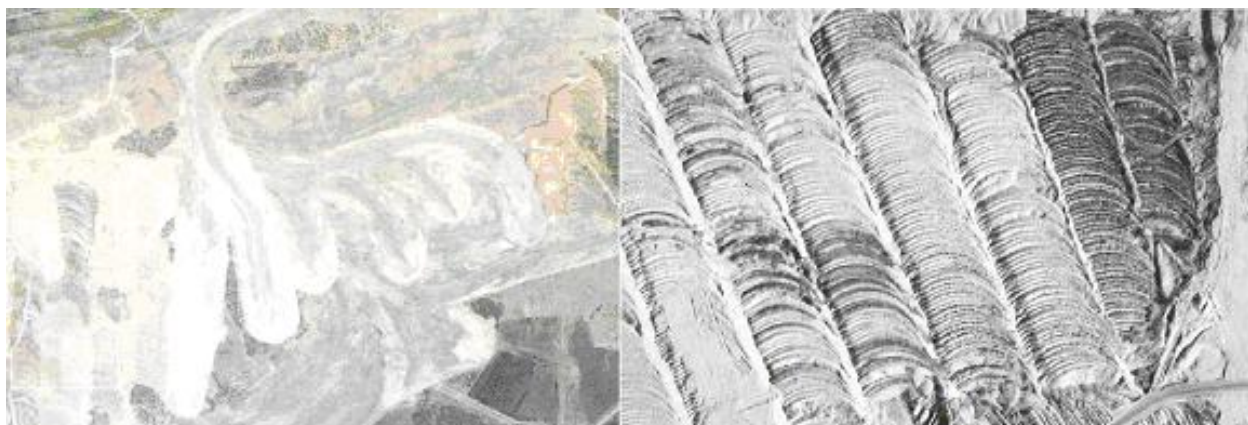
Zdroj: Zprávy o hospodaření z let 2005 a 2009 – Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s.

3. Výsypky

Výsypky hnědouhelných dolů zabírají plochu řádově stovek hektarů a jako produkt těžební činnosti jsou hlavním zdrojem devastace krajiny. Převyšují původní terén o 100 až

200m a vytváří nový charakter krajiny se všemi dopady na přírodní poměry v prostoru vlastní výsypky i v jejím širokém okolí. (Štýs, 1981)

Z ekonomického hlediska je neefektivnější zakládání výsypek v bezprostřední blízkosti lomu. Vytěžený materiál je sem převážen pomocí kolejových, či pásových zakladačů. Kolejové zakladače se používají převážně při zakládání spodních etáží výsypek, neboť vytváří velice členitou, prstovitou strukturu reliéfu výsypky, kterou by bylo obtížné urovnat, pokud by se nacházela na vrcholu výsypky (viz. obr. 1). Ve vrchních etážích je proto uplatňována technologie bočního postupu, která je spojena s použitím pásových zakladačů, které vytváří typickou strukturu hřebenů (viz. obr. 1) (Štýs, 1981). Sypaním zakladači v pásech vzniká systém drobnějších elevací a mezi hřebeny pak často zůstávají hlubší, mnohdy zvodnělé deprese. Tento způsob sypaní výsypek je z hlediska geodiverzity a navazující biodiverzity velmi příznivý. Bohužel, v poslední době bývá povrch výsypek zakládán méně členitě kolejovými zakladači (hlavně na Sokolovsku), což je z hlediska biodiverzity zcela nežádoucí (Řehounek et al., 2010).



Letecký snímek poskytl VGHMÚŘ Dobruška, ©MO ČR 2009

Obr.1 Příklad prstovité struktury vytvořené kolejovým zakladačem (vlevo) a hřebenovité struktury vytvořené pásovým zakladačem na Velké podkrušnohorské výsypce.

Podle místa uložení se výsypky rozlišují na vnitřní a vnější. Vnitřní výsypka představuje objekt sypaných zemin a hornin ve vnitřním prostoru lomu, tj. jeho vytěžené části. Vnější výsypka je objekt ze sypaných zemin a hornin, umístěný vně, mimo těžební prostor (Volný, 1985). Podle morfologie objektů, vzniklých sypaním neproduktivního materiálu z těžby případně úpravy nerostů, rozlišuje Jonáš (1975) výsypky na podúrovňové, jež při dosypání nedosáhnou temenem úrovně okolního původního terénu; úrovňové, které mají závěrečnou

plošinu (temeno) v úrovni okolního původního terénu; a nadúrovňové neboli převýšené výsypky přesahující svou výškou (temenem) okolní terén a vytvářející ve svém okolí zpravidla výškovou dominantu.

Objem skrývkového materiálu je velmi variabilní dle jednotlivých těžených lomů, ale v průměru se dnes pohybuje kolem 5 m³ hlušiny na 1 m³ vytěžené horniny, což představuje cca 7 t odklízovaných nadložních zemin na 1 tunu vytěženého uhlí (Vráblíková et al., 2008).

Během odklizu nadložních hornin dochází ke změnám mechanické, fyzikální, chemické, a mineralogické skladby hornin, čímž vzniklý substrát získává výrazně specifické vlastnosti (Štýs, 1981). Jsou vytvářeny nové směsi zemin, jejichž složky jsou odlišného původu i stáří (Štýs, 1981). Příčinou rozdílů v kvalitě substrátů je různá zrnitost, podíl fyzikálního jílu, zastoupení jílových minerálů, chemismus a diagenetický vývoj (Jonáš, 1975). Nadloží uhelné sloje jsou nejčastěji tvořeny jíly a jílům podobnými materiály (Jonáš, 1975). S různorodostí výsypkových půd souvisí i určitá mozaikovitost chemických a fyzikálních vlastností. Chemické vlastnosti výsypek jsou obecně velmi nevyrovnané a během vývoje ekotopu se mění (Štýs, 1981). Typická pro výsypkový materiál je velmi nízká biologická aktivita (Frouz, Nováková, 2005). Nejnápadnější je nedostatek dusíku, který v primárních půdních materiálech zcela chybí (Bradshaw, 1997). Množství dostupného dusíku i ostatních biogenních prvků jako je například uhlík, draslík a ve vodě rozpustný fosfor stoupá se stupněm sukcese na výsypce (Frouz et al., 2007). Výsypkový substrát navíc může být více či méně fyto toxický, což má přímý vliv na vegetaci. Zvláštní význam má půdní reakce, která bývá neutrální až mírně kyselá (Mostecko), ale může být také silně kyselá či zásaditá (Štýs, 1981; Frouz et al., 2005).

3.1. Vodní režim výsypek

Tvorba výsypek se negativně odráží na vodním režimu krajiny (Štýs, 1981). Právě hydrologické poměry často rozhodují o prosperitě či existenci sukcesivní a kulturní vegetace. Nově nasypané části výsypky jsou tvořeny převážně velkými hroudami jílu, které umožňují vsakování dešťové vody do spodních etází výsypky. Po zvětrání se hroudy slijí do málopropustné vrstvy, což umožní vznik povrchového režimu vod, růst rostlin a vznik povrchového odtoku. Voda která neodteče po povrchu, ani se nevypaří vystupuje na povrch (Frouz et al., 2007). Tyto průsakové vody se vyznačují specifickým složením a jsou si značně podobné po celém světě. Často se jedná o kyselé důlní vody (pH mezi 3 – 5), jejichž acidita je

způsobena především oxidací pyritů (Pietsch, 1979). Vedle čistě chemických procesů se na oxidaci pyritů podílí i chemolitní mikroorganismy rodu *Thiobacillus* a *Ferrobacillus* (Zelinka, 1979). Důlní vody se výrazně obohacují o rozpuštěné ionty, z nichž se nejčastěji vyskytují kationty železa, manganu, mědi, zinku a kadmia. V závislosti na druhu těžené suroviny mohou být zastoupeny i další kationty kovů, z aniontů jsou nejběžnější sírany (Pascoe et al., 1993).

Výsypkové vody na Sokolovsku se však výrazně liší svým pH, které je neutrální až mírně zásadité (Příkryl, Faina, 1995). Na neutralizaci kyselých vod se podílí zejména cyprisové jíly z nadloží uhelné sloje. Jíly dokáží velmi dobře neutralizovat volnou kyselinu sírovou ve vodě a společně s uhličitanem se podílejí na unikátním složení výsypkových vod. Největším problémem kvality vod na Velké podkrušnohorské výsypce je zejména zvýšené množství sraženin hydratovaných oxidů železa a manganu. Narozdíl od kyselých vod, kde se hydrogenuhličitan nevytváří nebo jsou ve vodě výrazně omezeny nízkým pH, dochází zde k jejich intenzivnímu srážení. Vznikající sedimenty, tvoří velmi pevné krusty s výrazným pokrývným efektem (Hezina, 2000). Tato skutečnost následně vede k významně horšímu oživení drobných vodních ploch a potoků na výsypce (Frouz et al., 2007).

Členitost reliéfu na výsypkách vyvolává za určitých hydrometeorologických poměrů také vodní erozi sedimentů. Ty jsou ukládány v terénních depresích, kde je rychlost vody nižší a dochází k vytvoření trvalých či přechodných vodních ploch (Štýs, 1981), které jsou postupně osidlovány řadou vodních organismů (Frouz et al., 2007). Pozoruhodné je zejména rozmnožování mnoha druhů kriticky ohrožených obojživelníků (Frouz et al., 2007).

Mezi další environmentální problémy výsypek patří vysoká prašnost, která se projevuje nejvíce po nasypání výsypek, kdy jsou vyschlé nezapojené půdní částice odnášeny větrem. Velice nízká je i hospodářská, rekreační či estetická funkce těžbou narušeného území (Štýs, 1981). V zákonech České republiky je zakotvena povinnost rekultivovat území dotčená těžbou nerostných surovin (konkrétně v zákonu č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství), není zde ale stanoveno jakým způsobem.

Odhadovaná plocha výsypek v ČR je 270 km² (Řehounek et al., 2010). Většina tohoto území je rekultivována nákladnými technickými rekultivacemi, které nejsou k přírodě šetrné (Prach, 2006). Přírodě bližší a finančně méně nákladnou alternativou je využití spontánní sukcese (Prach, 2006), která je v současnosti k rekultivaci využívána pouze na 60 ha (Řehounek

et al., 2010). Jak naložit s výsypkami, případně s dalšími plochami narušenými v souvislosti s těžbou, je zásadní otázkou zvláště na Mostecku a Sokolovsku (Řehounek et al., 2010)

4. Rekultivace

Rekultivace je nedílnou součástí exploatace nerostných surovin (Štýs, 1981). Ve své klasické podobě je v podkrušnohorských revírech prováděna téměř 50 let. Za tuto dobu prošla postupně kvalitativním vývojem, kdy původní extenzivní koncepce byla výrazně orientována na ozeleňování jednotlivých pozemků (Svoboda, 2000). Postupně se rozvinuly všechny její formy (zemědělská, lesnická, hydrická, rekreační), později však s neúměrnou preferencí rekultivace zemědělské. Současná koncepce dává důraz na řešení velkých územních celků, zvýrazňuje prvky ekologické rovnováhy a snaží se realizovat takové způsoby, které umožňují nenásilné včlenění rekultivovaných ploch do okolního území. Jsou hledány cesty ke komplexní revitalizaci území, která by řešila nejen přírodní složku obnovy postiženého regionu, tj. rekultivaci půdy a krajiny, ale aby účinně přispěla i v řešení otázek sociálně ekonomických (Svoboda, 2000). Rekultivační proces je zajišťován ve dvou na sebe navazujících etapách. Důlně-technickou rekultivaci provádí důlní podnik a biotechnickou etapu zpravidla specializovaná firma na provádění všech typů rekultivací (Štýs, 1981).

4.1. Důlnětechnická rekultivace

Důlnětechnická rekultivace představuje především zemní práce jako jsou závážky a vyrovnávky terénních poklesů, propadlin a lomových prostor, dále urovnávky a povrchové úpravy výsypek a skrývek, odvoz odklizových hmot a jejich uložení v určených polohách a pokrytí výsypek a odvalů kulturními zeminami (Jůva et al., 1984). Díky narušení místních hydrologických poměrů zejména povrchového odtoku je nutné území odvodnit. Poslední fází důlně technických úprav je urovnání a zúrodnění půdy vytvořením zlepšené, nebo nové zkulturněné půdy (Štýs, 1981). Výsypky se upraví v pravidelná tělesa se svahy urovnanými v přirozeném sklonu zemin, obvykle 1:4. Pokud je pata svahu příliš dlouhá je přerušena lavicemi, které zabraňují sesouvání svahů (Jůva et al., 1984). Povrch výsypek se urovná krycí zeminou, která umožňuje následnou rekultivaci biologickou (Štýs, 1981).

4.2. Bilogická rekultivace

Biologické rekultivační úpravy závisí na jakosti zemin tvořících povrchovou krycí vrstvu (Jůva et al., 1984). V sokolovském revíru jsou kombinovány především zemědělské a lesnické rekultivace (Frouz et al., 2007). Zemědělská rekultivace je pracovně náročnější, avšak zpravidla výhodnější po ekonomické stránce. Lesnická rekultivace je pracovně jednodušší a dá se využít i v polohách, které již nejsou pro zemědělství vhodné. Oba rekultivační procesy se kombinují tak, že na rovinných pozemcích se využívá zemědělská rekultivace a na svažitých, málo stabilních a členitých plochách je vysazen lesní porost (Jůva et al., 1984).

4.2.1. Zemědělská rekultivace

Při zemědělské rekultivaci je před výsevem kulturních plodin obvykle nutné částečné zaktivování zemin. Děje se tak pomocí výsadby melioračních rostlin (jeteloviny, trávy, jetelotravní směsi), které mají velice skromné růstové nároky i kořenovou hmotu a nadzemními orgány postupně oživují rekultivované zeminy. Celý postup je doplněn organickým a anorganickým hnojením (Jůva et al., 1984). Protože se v sokolovském revíru nachází velké množství relativně úrodných cyprisových jílu, je možné realizovat některé druhy biologické rekultivace přímo, bez navážky ornice. Takový rekultivační cyklus bývá obvykle delší, kvůli pomalejší aktivaci půdy a obvykle trvá 8 let. Při použití ornice je realizován 5letý agrocyklus (Frouz et al., 2007).

4.2.2. Lesnická rekultivace

Lesnická rekultivace je v Sokolovském revíru prováděna v 5-ti letém biologickém cyklu, který zahrnuje vlastní výsadbu, ožínání, okopávání sazenic, vylepšování a ochranu dřevin proti okusu. Po deseti letech je provedeno prořezání porostů. (Frouz et al., 2007). Pro osazení se používají 2-3leté prostokořenné sazenice listnatých stromů. Nejčastěji jsou to ořešák (Alnus incana), javor klen (Acer pseudoplatanus), jasan ztepilý (Fraxinus excelsior) či dub letní (Quercus robur) a zimní (Quercus petraea). Z jehličnatých potom borovice lesní (Pinus sylvestris), smrk ztepilý (Picea abies) a modřín evropský (Larix decidua) (Frouz et al., 2007).

4.2.3. Vodní a ostatní rekultivace

Kromě zemědělských a lesnických rekultivací jsou v sokolovském uhelném revíru prováděny také vodní a ostatní rekultivace (Štýs, 1981). Při rekultivaci výsypek se budují menší vodní plochy, především pro navrácení vodních ekosystémů do krajiny. (Frouz et al., 2007). Vodní plochy ovlivňují režim slunečního záření, teplotu i vlhkost vzduchu. Vytvořením jezírka se změní základní hodnoty klimatických, ale především mikroklimatických prvků nad hladinou a jejím okolí (Štýs, 1981). Zatopením zbytkových jam lomů vznikají velká jezera, která slouží převážně k rekreačním účelům. Jsou to například jezera Michal, Medard – Libík, jehož dokončení se plánuje na rok 2010. Po roce 2036 by měly být zatopeny i poslední povrchové doly v provozu, tedy Jiří a Družba, pro jejichž napuštění se plánuje využít vodu z Ohře (Frouz et al., 2007).

Ostatní rekultivace jsou specifické svým funkčním využitím. Jedná se především o obnovu funkčních prvků v krajině, o obnovu krajinného rázu s podporou biodiverzity v blízkosti měst a obcí. Tato část rekultivace je výsledkem dlouhodobé vědecké činnosti. Dále se jedná například o vybudování rekreačního a sportovního zázemí, golfového hřiště či lesoparku (Leitgeb, 2010).

Ukončené rekultivace v České republice v roce 2007 zaujímaly plochu 18 087 ha, což odpovídá téměř 0,23 % rozlohy naší republiky. Z toho pak lesnické rekultivace tvořily 7 633 ha, zemědělské 6 601 ha, hydrické 1 531 ha a ostatní, mezi které může patřit mimo jiné i ekologická obnova, 2 322 ha. (Starý et al., 2008). V roce 2009 bylo v sokolovském revíru rekultivováno území o celkové rozloze 9250,44 ha (Leitgeb, 2010) (viz. tab. 2).

Tab.2 Přehled rekultivací v Sokolovském hnědohelném revíru k 31.12.2009.

Lokalita	celkem (ha)
Družba	611,9
Výsypka Gustav - Dvory	264,88
Jiří, Marie, Lomnice	1766,7
Lítov, Boden	723
Velká loketská výsypka	500,25
Michal	109,28
Medard-Libík	1183
Podkrušnohorská výsypka	1957,06
Silvestr	269,7
Smolnická výsypka	616,3
Ostatní	1248,37
Celkem	9250,44

Zdroj: Leitgeb, 2010

5. Sukcese

Ekologická sukcese je proces, vedoucí k dlouhodobým samovolně nevratným změnám, ve struktuře společenstev a ekosystémů, kdy dochází k výměně druhů, nebo celých společenstev (Prach, 1996). Sukcesi můžeme také definovat jako nesezónní, směřovaný a spojitý proces kolonizace a zániku populací jednotlivých druhů v určitém místě (Begon et al., 1997).

Teorie sukcese byla vypracována botaniky na přelomu 20. století a dále propracována Clementsem (1916). Podle uvedeného autora je společenstvo superorganismem, vyvíjejícím se v procesu sukcese od jednoduchých pionýrských společenstev až ke složitým společenstvům, tj. ke klimatickému klimaxu. Clements tedy vyvinul teorii jednoho klimaxu (Pivnička, 1984). Již o pár let později ale přišel oxfordský botanik Artur G. Tansley s polyklimaxovým systémem. Další teorií byla teorie plynulých gradientů (Whittaker, 1953) – podle tohoto autora mezi lokálními klimaxy nejsou ostré přechody, ale kontinuita (plynulé přechody), podle měnícího se gradientu prostředí (Kolář, 2008).

5.1. Mechanismy sukcese

Clements (1916) rozlišuje 6 základních mechanismů sukcese. Disturbanci, migraci, uchycení, kompetici, reakci a stabilizaci (Mueller – Domboise, 2000; Glenn-Lewin et al., 1992).

Disturbance (narušení) je pojem, kterým v ekologii společenstev označujeme událost, která odstraňuje organismy a otevírá tak prostor pro kolonizaci jedinců stejného nebo jiného druhu. Vznikají vlivem přírodních faktorů (vítr, oheň, voda apod.) nebo činností člověka (různá těžební a jiné činnosti). Disturbance jsou přirozenou součástí vývoje ekosystému a příčinou dynamické variability místních společenstev. Charakter disturbance je rozhodující pro následující vývoj společenstva. Záleží na jejím načasování, síle, periodicitě či nahodilosti (Pickett, White, 1985).

Schopnost migrace druhů závisí na několika faktorech. Jednak je to zásoba druhů v okolní krajině, migrační bariéry v krajině bránící přirozenému pohybu diaspor, kolektivita, tedy zapojení daného disturbovaného místa do krajiny a v neposlední řadě i migrační schopnost

semen jednotlivých druhů. Rozhodující může být i velikost plochy, kdy malá plocha je kolonizována rychleji díky menší vzdálenosti od zásob diaspor (Sauer, 1988).

O uchycení migrantů rozhodují zpočátku abiotické a později i biotické faktory. Důležité jsou zejména mikrostanoviště vhodná k uchycení klíčových raně sukcesních druhů (Glenn-Lewin et al., 1992).

V rámci kompetice probíhá kompetiční boj organismů o dostupné zdroje, především o vodu, světlo a živiny. Množství organismů a míra kompetice jsou přímo úměrné (Shugart, 2007).

V předposlední fázi sukcese, kterou je reakce dochází ke změně prostředí druhy, které jej kolonizovali. Toto změněné prostředí může být znovu kolonizováno novými druhy, pro které bylo před touto změnou neobyvatelné (Shugart, 2007).

Stabilizace je velice podobná fázi reakce. Rozdíl je v tom, že druhy mění prostředí ve svůj prospěch, nikoliv ve prospěch nových druhů. Zvyšují tedy šanci uchycení sebe samých.

Na průběh změny druhů během sukcese existuje mnoho názorů. Connell a Slatyer (1977) shrnuli vzájemné interakce druhů během sukcese do tří základních mechanismů: facilitace, inhibice a tolerance. Ve fázi facilitace raně sukcesní druhy umožní imigraci nových druhů tak, že upraví podmínky stanoviště a dostupnost zdrojů, čímž umožňují uchycení jiných druhů, které by nemohly za původních podmínek existovat. Inhibiční model je v podstatě opakem facilitace. Raně sukcesní druhy mění prostředí v neprospěch pozdně sukcesních druhů, čímž zamezují jejich existenci v nově vytvořeném prostředí (Connell, Slatyer, 1977). Tento tradiční model sukcese používal již Clements (1916). U mechanismu tolerance má modifikace prostředí způsobená sukcesně ranými druhy pouze nepatrný, či nulový účinek na nové (pozdě sukcesní) rozšíření druhů. O skladbě společenstva pak rozhodují pouze vlastnosti druhů (např. kompetiční síla). Všechny tři procesy (facilitace, inhibice a tolerance) se vyskytují během většiny sukcesních změn souběžně (Connell, Slatyer, 1977).

Zjednodušeně můžeme sukcesi rozdělit na primární a sekundární (Clements, 1916).

Primární sukcese probíhá na nově obnažených místech reliéfu, které doposud neovlivňovalo žádné společenstvo (Begon et al., 1997). Proto se zde nevyskytuje žádný

organický materiál ani semenná banka. Vznik nového rostlinného společenstva je odkázán na imigraci diaspor z okolí. Jedná se například o opuštěné lomy, výsyvky po těžbě uhlí, lávové proudy, nově vzniklé ostrovy a další (Glenn-Lewin et al., 1992).

Sekundární sukcese nastává po částečném či úplném odstranění vegetace vlivem disturbance. V tom případě zůstávají zachovány organické půdní horizonty, semenná banka nebo vegetativní části rostlin schopné regenerace. Příkladem mohou být opuštěná pole či oblasti postižené požárem. Mnohdy je však nejednoznačné, o jaký typ sukcese se jedná (Glenn-Lewin et al., 1992).

5.2. Primární sukcese na výsyvkách v okolí Sokolova

Podobně jako jiné disturbované plochy i výsyvky ponechané svému osudu samovolně zarůstají. (Frouz et al., 2007). Extrémní podmínky, eroze a značná dynamika povrchu výsypek, ale znesnadňují rostlinám uchycení na novém substrátu (Grunwald et al., 1988). Dle Walkera a del Morala (2003) hraje důležitou roli v průběhu sukcese množství živin, kvalita a složení půdy, teplota, intenzita slunečního záření a v neposlední řadě také vliv okolí, tedy druhové složení okolní vegetace, produkce diaspor a schopnost jejich šíření. Někdy není zcela zřejmé, zda jsou proměnné faktory prostředí jako je pH, množství organického uhlíku v půdě, vodní kapacita, obsah fosfátů aj. příčinou nebo důsledkem zformované vegetace (Wiegand, Felinks, 2001).

Invaze rostlin na výsyvkách je zpravidla zahajována v proláklínách, jamkách a erozních rýhách, kde jsou pro uchycení semen příznivější podmínky na rozdíl od vrcholků hřebenů, které jsou kolonizovány podstatně později (Štýs, 1981). Šíření semen na výsyvku probíhá jak anemochorně, tak zoochorně, přičemž v iniciálních stádiích mají často výhodu semena šířená zoochorně. Jsou větší a díky vyšší zásobě energie mají větší šanci uchytit se a vyklíčit (Prach 1987). Zvláště klíčící semenáčky jsou velmi citlivé vůči konkurenci okolních rostlin (Fenner, 1978). V iniciálních stádiích sukcese obvykle převládají jednoleté druhy, které jsou postupně vytlačovány vytrvalými, širokolistými bylinami, které následují travní společenstva. Ta poté vytváří další sukcesní stadia, ve kterých postupně ubývá ruderalních druhů, které jsou nahrazeny druhy lučními a lesními (Prach et al., 2009). Tento klasický sled sukcesních změn vzhledem k vlhkému a chladnějším klimatu na Sokolovsku nenalezneme (Prach et al., 2009).

Jednoleté druhy se na sokolovských členitě sypaných výsyvkách na počátku sukcese vyskytují jen málo a většinou se hned začnou šířit druhy vytrvalé, jakými jsou především

podběl lékařský (*Tussilago farfara*), třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a některé další ruderalní druhy (Prach et al., 2009). Výskyt ruderalních druhů v ranných fázích sukcese souvisí s jejich širokou ekologickou amplitudou (Štýs, 1981). Problematickým invazním druhem je *Calamagrostis epigejos* jejíž silná konkurenceschopnost se projevuje rychlou tvorbou hustého pokryvu (Rebele, Lehmann, 2001), díky kterému významně potlačuje ostatní druhy (Somodi et al., 2008) a může blokovat další sukcesi (Prach et al., 2001). V současné době tomuto druhu nahrává i vytváření výsypek se zarovnanějším povrchem, což vede ke snazší expanzi tohoto nežádoucího druhu (Prach, 2003).

Další odchylkou sukcese na sokolovských výsypkách je ranné uchycení dřevin (Prach et al., 2009). Mezi hlavní kolonizátory patří *Salix Caprea*, *Betula Pendula* a *Populus tremula* (Frouz et al., 2008). První rezistentní kolonizátoři vyvíjí mnoho přímých i nepřímých vlivů na půdní formace (Bradshaw, 1997). Kořeny těchto rostlin zlepšují strukturu půdy a infiltraci vody. Rostlinný pokryv chrání povrch před erozí, zvyšuje akumulaci jemných částic, a soustředí živiny ze substrátu ve svých tkáních a produkuje organický materiál, který dále zlepšuje kvalitu půdy (Jones et al., 1994; Bradshaw, 1997). Kolonizující rostliny také podporují půdní biotu, jejíž vliv je rozhodující pro vznik a zachování půdních funkcí (Frouz et al., 2009). Půdní organismy jsou zejména závislé na přísunu příznivého, dobře rozložitelného opadu (Frouz et al., 2008), jehož kvalita je velmi závislá na dominantní dřevině (Augusto et al., 2000). Právě účinky dominantních dřevin a s nimi související půdní bioty mají vliv na půdní vývoj (Frouz, 2008). Mezi 20-30 rokem osidlují nerektivované výsypky žížaly (Frouz et al., 2007), pro které je podstatná přítomnost opadu (Frouz, 2008) především z listí jívky (Prach et al., 2009). Žížaly výrazně zlepšují vodní poměry substrátu a zpřístupňují živiny rostlinám (Frouz et al., 2006). Podílejí se také na vzniku humusové vrstvy, která je z velké části tvořena jejich výměškou (Frouz et al., 2008). Především zásluhou aktivity žížal, ale i některých dalších skupin půdních bezobratlých se vytvářejí strukturovanější a hlubší organické horizonty (Prach et al., 2009). S postupem sukcese je v půdě k dispozici větší množství uhlíku, dusíku, přístupného draslíku a ve vodě rozpuštěného fosforu (Frouz et al., 2007). S touto změnou půdních poměrů během sukcese souvisí nástup složitějších lučních a lesních společenstev, který nastává obvykle kolem 25. roku (Prach et al., 2009).

V podrostu pionýrských dřevin se uchycují celkem úspěšně smrk, borovice, dub letní a dokonce i buk, ačkoliv semenné stromy jsou někdy i dosti daleko. Zdá se, že dřeviny, které mají zásadní význam pro obnovu mají tendenci se lépe uchytit za mírných podmínek, spíše než na extrémních stanovištích jako jsou velmi suchá, mokrá nebo velmi kyselá místa (Prach, Pyšek,

1994). Zatím nejstarší, téměř 50 let staré porosty vzniklé spontánní sukcesí na Sokolovských výsypkách, jsou tvořeny rozvolněnějším lesem s převahou břízy a v podrostu s poměrně velkým množstvím bylinných druhů (Řehounek et al., 2010). Hlavním faktorem ovlivňujícím podrostovou vegetaci je tloušťka fermentační vrstvy (Mudrák et al., 2010). Podmínky fermentační vrstvy jsou druhově specifické (Van Oijen et al., 2005). Její vliv je zřejmý například na podrostu dominantní *Calamagrostis epigejos*, jejíž pokryv je v negativní korelaci se silou fermentační vrstvy (Mudrák et al., 2010).

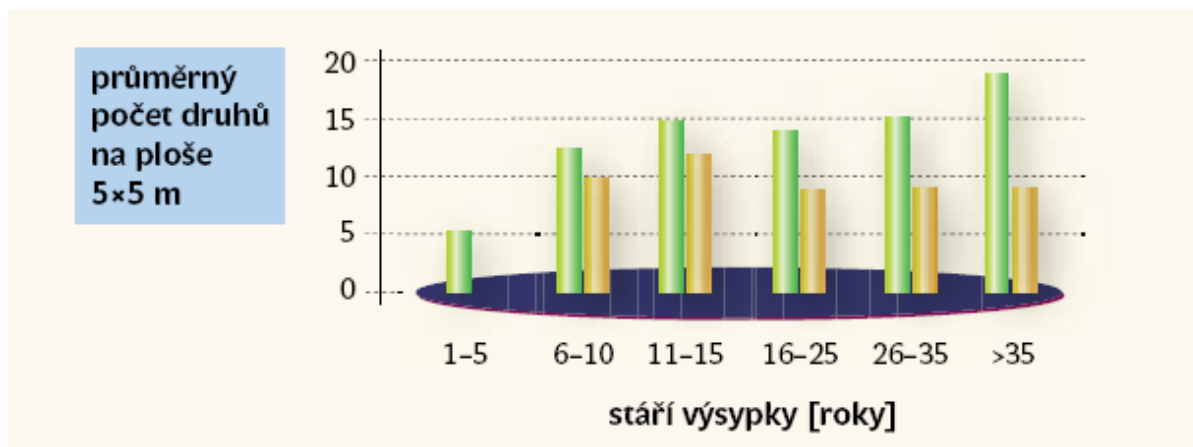
Přestože je druhová rozmanitost na výsypkách o něco nižší než v okolní krajině, jsou některé výsypky osídlovány řadou ohrožených a chráněných druhů (Frouz et al., 2007). Z čeledi vstavačovitých je to například kruštík bahenní (*Epipactis palustris*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*) a Fuchsův (*D. fuchsii*), nebo druhy z čeledi hruštičkovitých, jako jsou hruštička menší (*Pyrola minor*) a hruštice jednostranná (*Orthilia secunda*) (Řehounek et al., 2010). Je zřejmé, že výsypky jsou pro řadu organismů velmi atraktivní a pro některé z nich jsou povrchové lomy a výsypky v rámci ČR dokonce unikátní lokalitou. Příčin, proč se tyto druhy na výsypkách vyskytují, je několik. Může se jednat o druhy specializované na iniciální stadia sukcese nebo na jiná specifická stanoviště, jako xerothermní louky či slaniska, která se na výsypkách v určité fázi jejich vývoje vyskytují. Oligotrofní stanoviště výsypek podporují některé druhy rostlin, které díky extenzivnímu hnojení postupně ze současné zemědělské krajiny mizí (Frouz et al., 2007).

5.3. Sukcese versus rekultivace

Výzkumem přirozené sukcese jako možné alternativy technických rekultivací se v posledních 20ti letech zabývalo mnoho českých i zahraničních autorů (Prach, Pyšek 2001; Frouz, Nováková, 2005; Walker, del Moral, 2003; Wiegleb, Felinks, 2001 a další). Stěžejními body srovnávacích studií jsou nákladnost, časová náročnost a environmentální, estetická a hospodářská hodnota výsledného vegetačního pokryvu. Z finančního hlediska je využití sukcese v procesu obnovy těžbou narušených míst jednoznačně výhodnější variantou (Hodačová, Prach, 2003). Při ponechání plochy přirozenému vývoji se vyhneme množství drahých a časově náročných úkonů jako je úprava povrchu, navážení ornice, hnojení, nakupování a péče o sazenice stromů a keřů a následná péče o ně. Není zapotřebí ani žádných strojů pro něž je třeba vybudovat cesty pro zpřístupnění výsypky. Nulové náklady spontánní sukcese společenstev na výsypkách jsou ale vykoupeny znemožněním ovlivnění druhového složení vegetace, což v podstatě zabraňuje hospodářskému využití území, například v podobě

produkčního lesa (Prach et al., 2008). Při porovnávání rychlosti sukcese a rekultivací si musíme uvědomit, že zatímco sukcese začíná okamžitě po navedení zeminy na výsypku, rekultivace je započata zpravidla 5-8 let od nasypání, a někdy i později (Mudrák et al., 2010). I přes tento náskok je vývoj rekultivovaných ploch zpočátku samozřejmě rychlejší, vzhledem k energomateriálovým vstupům. Na výsypkách porostlých spontánní vegetací se objevuje kompaktní vegetační kryt kolem 15. roku od navršení zeminy (Hodačová, Prach, 2003). U starších ekosystému jsou rozdíly již méně patrné (Frouz, 2008). To ovšem neplatí na toxických, příliš suchých nebo silně kyselých substrátech. Tyto plochy obvykle bývají přirozenou vegetací osidlovány velmi zřídka a proto je lepší taková stanoviště rekultivovat (Prach, 2009(B)). Velice zajímavé je porovnání druhové rozmanitosti na rekultivovaných a přirozeně zarostlých stanovištích. Spontánní sukcese vede na rozdíl od rekultivace k poměrně pestrým porostům, které dobře plní estetické, protierozní i další ekologické funkce. Při rekultivaci je podrost často nepůvodních, do řádků sázených dřevin tvořen z větší části některým z expanzivních druhů trav, což brzdí vývoj pestřejších společenstev (Prach, 2006). Nerekultivované výsypky jsou až dvakrát druhově bohatší, což dokládá obr. 2. Díky výskytu ohrožených a vzácných druhů na výsypkách jsou spontánně zarostlé plochy i důležitým zdrojem poznání (Frouz et al., 2007).

Nevýhodou spontánní sukcese je její horší predikovatelnost. Proto je nutné shromáždit co nejvíce vědeckých poznatků a případových studií o spontánní sukcesi a efektivně ji zahrnout do obnovovacích programů (Prach et al., 2001). Bez technických rekultivací se do budoucna určitě neobejdeme zejména v sousedství lidských sídel, komunikací či v místech silně ohrožených erozí (Prach, 2006). Dle Hodačové a Pracha (2003) by bylo vhodným kompromisem zavedení obdobného managementu obnovy míst narušených těžbou jaký se používá v Německu. V německých zákonech je totiž ustanoveno, že 15% narušeného území musí být při obnově ponecháno spontánní sukcesi (Wiegand, Felinks, 2001). Potenciál pro spontánní obnovu těžbou narušených stanovišť je ale mnohem větší, dle Pracha (2009(A)) až 95%.



zdroj:Prach, 2006

Obr. 3 Porovnání vývoje počtu druhů na technicky rekultivovaných (žlutě) a spontánně zarostlých (zeleně) výsypkách po těžbě uhlí na Mostecku.

5.4. GIS a jeho využití při studiu sukcese

Geografický informační systém, neboli GIS, je komplexní informační systém umožňující správu, analýzu a vizualizaci prostorových dat. Vzhledem k dynamickému rozvoji této technologie je dnes téměř nemožné pojem GIS přesně vymezit. Systém zaznamenává údaje o vlastním objektu i jeho poloze a umí s těmito informacemi efektivně pracovat (Pechanec, Kilianová, 2008). GIS umožňuje pomocí dostupných softwarových a hardwarových prostředků vytvářet modely částí zemského povrchu. Historicky první oblastí využití geografických informačních systémů bylo životní prostředí, kde jsou GIS využívány pro inventarizaci přírodních zdrojů, modelování různých přírodních procesů jako je eroze půd, šíření znečištění, modelování povodňové vlny, apod. (Rapant, 2005). Stejně tak je lze využít k mapování, plánování a modelování krajiny nebo vegetace a vegetačních typů (Skaloš, Engstová 2010), jejich historickým rekonstrukcím (Matějka, 2009) či predikci budoucnosti (Šrédí, 2005). Technologie GIS ve spojení s potřebnými geodaty (letecké snímky) z dálkového průzkumu umožňují komplexnější pohled na krajinu, než jaký získáme běžným terénním průzkumem. Velice významné je v tomto ohledu různé spektrální rozlišení leteckých snímků. Spektrální rozlišení je charakteristika obrazu daná tím, do jaké míry různé objekty odrážejí nebo pohlcují jednotlivé části elektromagnetického záření, jehož zdrojem je zpravidla Slunce. Z hlediska tohoto rozlišení můžeme snímky rozdělit do několika kategorií. Nejjednodušší jsou panchromatické snímky zachycující jedno pásmo. Výsledkem takového snímání je obraz v odstínech šedi (obdoba černobílé fotografie). Tyto snímky můžeme použít například při

určování prostorových změn společenstev, ale nehodí se pro mapování jednotlivých druhů. Složitější multispektrální data zachycují odrazivost již v několika spektrálních pásmech. Zpravidla obsahují oddělené hlavní části spektra – Red+Green+Blue a také infračervenou část optického spektra. Nejsložitější jsou hyperspektrální data popisující odrazivost v desítkách až stovkách spektrálních pásem (Gojda, John, 2009). Hyperspektrální přístup nám tedy dává ještě detailnější informace než multispektrální. Při dobré znalosti spektrálního chování objektů, můžeme snadno rozlišit cílové plochy nebo vytvářet detailní klasifikace vegetace, což se velice dobře využívá právě při jejím mapování. Příkladem může být práce Adama et al., (2009). Prostorové rozlišení bohužel bývá u multispektrálních a hyperspektrálních dat podstatně horší než u panchromatických (Gojda, John, 2009).

Dokonalé mapování vegetační složky ekosystému je velice důležité v programech obnovy, neboť nejlépe vypovídá o úspěchu či neúspěchu programu (Prach, et al., 2001). Ke studiu sukcese a její následné predikci při obnově těžbou narušených míst se zatím vegetační mapování a GIS používají jen zřídka.

5.4.1. Dálkový průzkum ze země

Dálkový průzkum Země (DPZ) je jednou z geoinformačních technologií, získávající informace o objektech a jevech na zemském povrchu a v dolních vrstvách atmosféry na dálku, bez přímého kontaktu s nimi. Data vznikají zaznamenáváním jednoho nebo několika intervalů vlnových délek elektromagnetického záření. Výstupem jsou obrazové snímky nebo data v neobrazové podobě (například grafy). Dálkový průzkum Země představuje systém, který se skládá ze dvou základních subsystémů. První tvoří sběr a přenos dat, což představuje především technickou stránku, druhý subsystém se zabývá analýzou a interpretací. Nosičem snímačů jsou letadla a družice, ale snímač může být umístěn i na pozemní stanici, nepilotovaném modelu, balónu nebo raketoplánu (Kolář et al., 1997). Podstatný vliv na kvalitu dat má momentální stav atmosféry. Jak vyplývá ze samé podstaty dálkového průzkumu Země, měřená elektromagnetická vlna musí překonat určitou dráhu od zkoumaného objektu k přístroji. Tato dráha leží v atmosféře Země, kde je veškeré elektromagnetické záření rozptylováno odrazem na částicích a pohlcováno. Kromě toho je atmosféra jako každý objekt zdrojem emitovaného záření. Spektrální intenzita záření objektu na zemském povrchu měřená na palubě letadla nebo družice bude vždy těmito efekty ovlivněna. Z tohoto pohledu jsou přesnější letecké měřičské snímky, které jsou prováděny blíže zemskému povrchu, neboť vrstva atmosféry, kterou prochází elektromagnetická vlna je tenčí. (Kolář et al., 1997).

5.4.1.1. Letecké měřičské snímky

Jako první se pro detailní mapování v geografii začaly používat letecké snímky. Letecké snímkování se na našem území provádělo od 30. let 20. století pravidelně v přibližně 5-7 letých intervalech. Výjimkou bylo pouze období druhé světové války, během které bylo snímkování přerušeno. Většinou byly pořizovány černobílé panchromatické snímky (vnímající spektrum záření v přibližně stejném rozsahu jako lidské oko) pro účely topografického mapování a obnovy map. Přibližně od 80. let byly místně pořizovány i jiné druhy snímků – barevné panchromatické snímky (pro snímání povrchu z menších výšek), multispektrální i infračervené snímky. (Pavelková Chmelová, Netopil, 2007)

Největším archivem leteckých měřičských snímků v České republice je Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad v Dobrušce. Leteckými snímky disponuje také Český úřad zeměměřičský a katastrální a v neposlední řadě brněnská firma Geodis, která je v současnosti správcem neaktuálnější databáze leteckých snímků (Stachoň, 2009).

5.4.1 2. Družicové snímky

Družicové snímky se v posledním desetiletí staly jedním z nejčastěji využívaných zdrojů geografické informace v mnoha oborech lidské činnosti, zejména díky rychlému technologickému vývoji v oblasti dálkového průzkumu. Tento obor se přesunul z oblasti výzkumné a vojenské do komerční sféry. Dnes neexistují prakticky žádná omezení pokud jde o dostupnost družicových dat a jejich využití. Počet družic pořizujících obrazová data pro komerční účely se pohybuje již v desítkách a v následujících letech je plánováno uvést do provozu řadu dalších družicových systémů. Nejnovější družice umožňují získat snímky s přesností lepší než 1 m vhodné pro mapování v měřítcích 1:5 000 až 1:10 000. I při tomto detailu si snímky uchovávají vysoké spektrální rozlišení. Současně jsou k dispozici i specifické družicové systémy poskytující data hyperspektrální, či radarová. Díky rychlému rozvoji a snižující se ceně družicových snímků se stávají efektivnější alternativou leteckých snímků, především díky individuálnímu pořizování snímků dle specifických přání koncového uživatele (<http://www.gisat.cz/content/cz/druzicova-data>).

6. Projekt „ Vývoj spontánní vegetace na Velké podkrušnohorské výsypce“.

6.1. Velká podkrušnohorská výsypka

Velká podkrušnohorská výsypka patří k největším útvarům tohoto typu v ČR, celková rozloha území zasaženého výsypkou je 1957 ha (Leitgeb et al., 1999). Leží zhruba 2,5 km severovýchodně od města Sokolov mezi obcemi Lomnice a Vintířov (vrchol výsypky 50°14'10.116"N, 12°38'36,309"E). Pata výsypky se nachází v nadmořské výšce 450 - 470 m a její dva vrcholy dosahují výšky 600 m n. m.. Výsypka začala vznikat před 30 lety (Bejšovec, Milič, 1994) a dosypávání bylo ukončeno v roce 2002 (Frouz, ústní sdělení). Těleso výsypky je tvořeno pestrou směsí cyprisových jíílů a jíílovců, uhelných jíílů, uhlí a posypových materiálů. V jižní části se vyskytují tufitické jíílovce ze skrývkových řezů Medard - Libík, přesypané směsí cyprisových jíílů a jíílovců, které izolují toxické materiály tufitických jíílovců. Cyprisové jíílovce a jííly tak tvoří většinu stávajícího povrchu výsypky (Leitgeb et al., 1999).

Velká podkrušnohorská výsypka je nejvíce diverzifikovanou výsypkou Sokolovska. Jsou zde zastoupeny plochy různého stáří od nasypání, plochy různých substrátů, i různého způsobu rekultivace (ponechané bez zásahu, plochy lesnické, hydrické i zemědělské rekultivace). Velká rozrůzněnost biotopů umožňuje i relativně vysokou druhovou diverzitu. (Pecharová et al., 2001).

6.1.1. Přírodní poměry

Z biogeografického hlediska spadá území Sokolovské hnědouhelné pánve a jejích výsypek do bioregionu Chebsko - Sokolovského 1.26, který je tvořen převážně kyselými písky a jíily, s četnými podmáčenými stanovišti. Biogeografická návaznost na Krušné hory, Slavkovský les a Doupovské hory je klíčová pro šíření rostlinných i živočišných společenstev. V Chebsko-Sokolovském bioregionu vegetačně převažuje dubo-jehličnatá varianta 4. vegetačního stupně. Potenciální vegetaci tvoří zejména doubravy (acidoofilního typu), oššiny a slatiny. Charakteristickou zvláštností je mozaika západního vlivu (ochuzená hercynská flora a fauna nižších poloh) a boreokontinentálních reliktnů na organogenních substrátech. Netypické části tvoří pahorkatiny na nezvětralém krystaliniku na nichž se objevují i dubohabřiny (Culek et al., 1996).

Místní klima se řadí do pásma mírně teplého, mírně vlhkého, s mírnou zimou. Průměrné roční srážky jsou kolem 650mm, ve vegetačním období málo přes 400 mm, roční průměrná teplota dosahuje 6,8 °C, ve vegetačním období 13 °C. Charakteristickým rysem sokolovského revíru je velký počet zamračených dnů s velkou oblačností a výskytem mlh (Štýs, 1981).

Výsypka je nasypána pásovými zakladači, které zanechávají hřebenitou strukturu (Frouz, Nováková 2005; Frouz et al., 2008). Před rekultivací byly některé plochy srovnány zemní technikou (Frouz, Nováková, 2005). I když sukcese může probíhat i na plochách srovnaných, soustředili jsme se zde pouze na sukcesi na neurovnaných plochách a to z následujících důvodů. Neurovnané plochy představují převážnou většinu spontánně zarostlých ploch na Velké podkrušnohorské výsypce. Právě tato heterogenita povrchu pravděpodobně podporuje uchycení spontánní vegetace (Frouz et al., 2008). Neurovnané plochy jsou snadno odlišitelné na leteckých snímcích a máme u nich jistotu, že nedošlo k žádným zásahům na rozdíl od urovnaných ploch, kde byla sukcese naopak často kombinována s dosadbou dřevin.

Problémem při studiu sukcese na výsypkách je skutečnost, že výsypka je velmi dynamickým prostředím, kde neustále dochází ke vzniku nových ploch vhodných pro sukcesi v důsledku nasypání dalších vrstev, což naopak vede k zániku starších ploch, které mohly být již porostlé spontánní vegetací. K zániku spontánních ploch přispívá i postupující rekultivace.

6.2. Zdroje dat

Hlavním zdrojem dat pro tuto práci jsou letecké snímky Velké podkrušnohorské výsypky, pořízené Vojenským geografickým a hydrometeorologickým úřadem v Dobrušce. Dostupné byly snímky z let 1980, 1984, 1986, 1990, 1993, 1998, 2005 a 2008, kdy se nad zájmovým územím provádělo snímkování. Nicméně na nejstarších snímcích nebyla zachycena žádná část výsypky, která by se zachovala do současnosti, nebo alespoň zůstala rozlišitelná na dostatečně dlouhé časové období a proto nebyly snímky pořízené před rokem 1990 pro mapování použity.

K rektifikaci snímků jsem využila ortofotomapsu z roku 2005, poskytnutou Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním. Tato mapa obsahuje aktuální a komplexní polohopisnou informaci o zájmovém území.

6.2.1. Charakteristika snímků

Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad v Dobrušce (VGHMÚŘ) disponuje leteckými snímky ve formátu 18x18cm, 23x23cm a 30x30cm. Koncový uživatel si tyto snímky může objednat v podobě černobílé, či barevné kontaktní kopie v lesklém, nebo matném provedení, jako negativ na PE folii nebo jako diapozitiv na PE folii. Tyto snímky poskytuje VGHMÚŘ i jako rastrové ekvivalenty v různých rozlišeních, které původně měly být použity i pro tuto práci. Vzhledem k množství objednávek a dlouhé čekací lhůtě byly nakonec objednány lesklé kontaktní kopie ve formátu 23x23cm. Série použitých snímků do roku 1998 je černobílá a od roku 2005 jsou snímky barevné. Protože snímky mají 60% překryvnost, použili jsme vždy snímky ob jeden s výslednou překryvností 20%. Specifikace použitých snímků je uvedena v tabulce 3. Jelikož snímkování neprobíhalo za prvotním účelem mapování vegetace, proběhla jednotlivá snímkování v různých obdobích, vždy však během vegetační sezóny, kdy jsou dominantní listnaté dřeviny olistěny.

Tab. 3 Specifikace leteckých měřičských snímků.

rok	datum	číslo snímku	Letová hladina (m.n.m.)	měřítko	formát	typ	zdroj
1990	22.7.	13208	2560	1:14220	23x23	černobílá	VGHMÚŘ
1990	22.7.	13210	2560	1:14220	23x23	černobílá	VGHMÚŘ
1993	28.4.	2449	2015	1:22060	23x23	černobílá	VGHMÚŘ
1993	28.4.	2451	2015	1:22060	23x23	černobílá	VGHMÚŘ
1998	18.8.	1470	1210	1:26760	23x23	černobílá	VGHMÚŘ
1998	18.8.	1472	1200	1:26760	23x23	černobílá	VGHMÚŘ
2005	20.5.	1016	4180	1:23000	23x23	barevná	VGHMÚŘ
2005	20.5.	1041	4500	1:23000	23x23	barevná	VGHMÚŘ
2008	26.7.	121	4060	1:23000	23x23	barevná	VGHMÚŘ
2008	26.7.	149	4060	1:23000	23x23	barevná	VGHMÚŘ

6.2.2. Zpracování snímků do digitální formy

Kromě ortofotomapy z roku 2005 bylo nutné všechny ostatní mapové podklady zpracovat a upravit. V případě leteckých měřičských snímků se jednalo o georeferenci a skenování. Pro skenování snímků bylo zvoleno výstupní rozlišení 1200 DPI. Kvalitní skener a takto vysoké rozlišení umožnili rozeznání i jemných detailů prvků krajiny. Jeden pixel v závislosti na druhu snímku představoval v terénu čtverec o straně přibližně 30-60cm. Záznamy byly uloženy v rastrovém formátu TIFF bez komprese. Velikost jednotlivých souborů se pohybovala od 305 do 311 MB. Georeferenci v prostředí GIS znamená transformaci rastrové

podoby snímku do zeměpisného souřadnicového systému. Je založena na existenci dvou různých záznamů stejného území, z nichž jeden je v příslušném souřadnicovém systému (referenční mapa) a druhý je možné na základě toho prvního do daného systému transformovat. Transformace se děje za použití vlíčovacích bodů, které je možno nalézt na obou záznamech. Míra zkreslení obrazu závisí na počtu vlíčovacích bodů. Čím silnější je toto zkreslení, tím je potřeba vyššího množství bodů a vyšší stupeň polynomové transformace. Příliš vysoký stupeň polynomu není ale z matematického hlediska vhodný. Pro účely studie jsem použila geodetický souřadný systém S-JTSK. Referenčním rastrem byla vždy ortofotomapa (viz. obr. 3).



Ortofotomapu poskytl ČÚZK, 2009

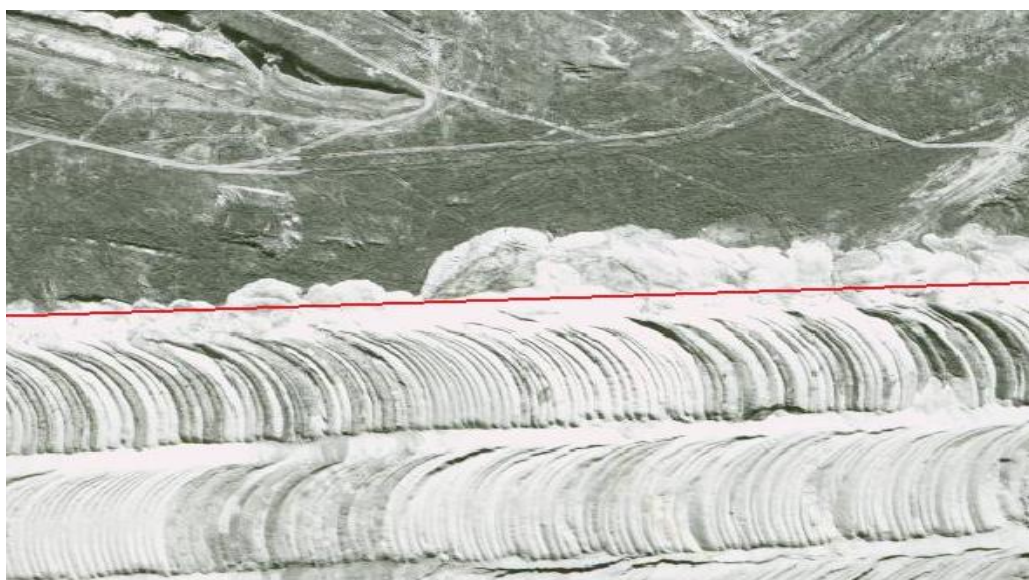
Obr.3 Ortofotomapa Velké Podkrušnohorské výsypky.

6.3. Metodika

Před samotným zahájením práce byla stanovena následující pravidla:

- 1) plochy neurovnaného terénu v jednotlivých časových řezech byly jasně odlišeny a vymezeny (viz. obr.4).
- 2) Plochy, které mohly být zařazeny do studie musely existovat spojitě v úseku času delším než ten, který by uběhl mezi dvěma následujícími snímky.

- 3) Stáří ploch bylo určováno podle leteckých snímků následovně: Nebyla-li na fotce nějaká indikace počínajícího vršení jednotlivých hřebenů (jako například zakladačové stroje), bylo uvažováno, že plocha vznikla v polovině intervalu mezi dvěma snímkováními.
- 4) Za minimální spojitý pokryv byly považovány skupinky (nejméně 3) stromů nebo keřů, které nebyly vzdáleny více než 6 m (což odpovídá rozteči hřebenů) od sebe, přičemž byla-li mezi dvěma skupinkami mezera a nebyla větší než 12 m byly tyto považovány za spojitý porost. Takto byla klasifikace zvolena proto, že při plném vzrůstu vegetace vytvářejí takto husté porosty souvislý zápoj.



Letecký snímek poskytl VGHMÚŘ Dobruška, ©MO ČR 2009

Obr. 4 Rozdíl mezi neurovnaným (dole) a urovnaným povrchem.

Na ploše výsypky byly stanoveny tři plochy, které byly nasypány v různých časových obdobích a jsou buď celé a nebo jen z části zachovány až doposud. Nejstarší z nich byla nasypána v roce 1987, mladší v roce 1990 a nejmladší plocha v roce 1992 (viz. obr. 5). Pro každou plochu a rok byla vytvořena samostatná vrstva, ve které byl nástrojem editor vymezen polygon neupravené plochy.

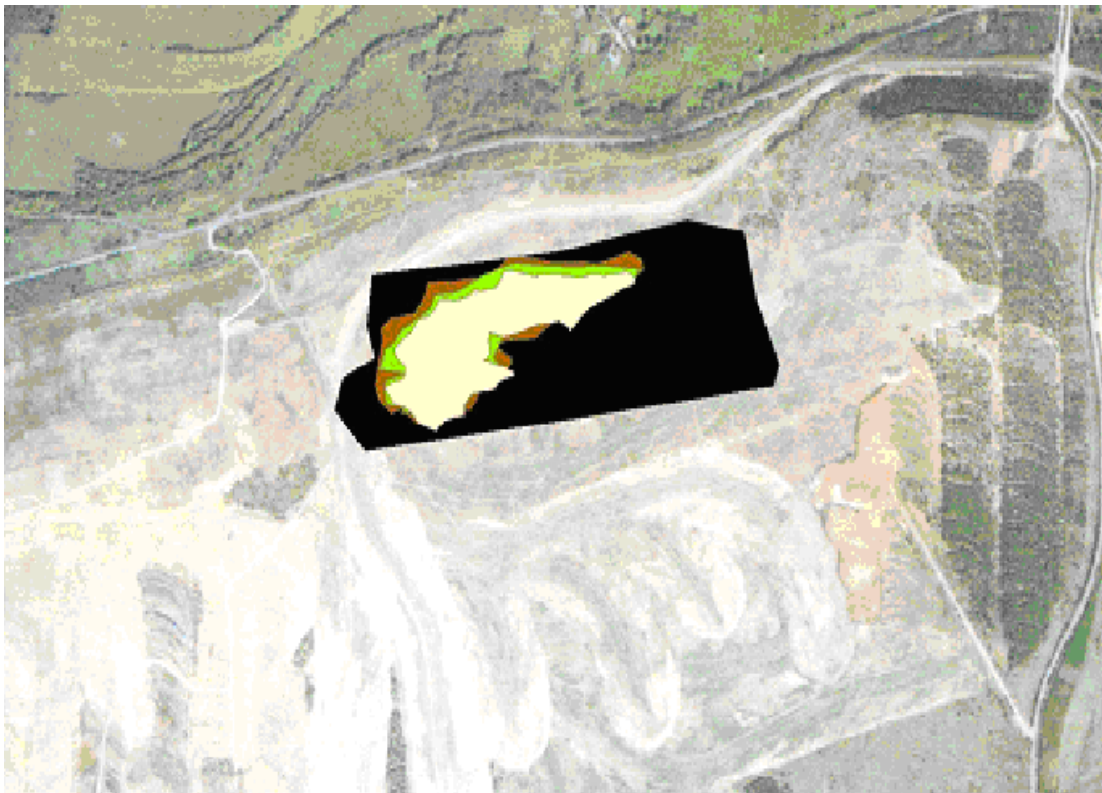


Ortofoto mapu poskytl ČÚZK

Obr. 5 Polygony jednotlivých ploch z roku 1987 (žlutě), 1990 (zeleně), 1992 (modře).

Jakmile byly přesně vymezeny polygony neupravených ploch, byla odhadnuta plocha souvisle pokrytá spojitou spontánní dřevinnou vegetací na každém z nich. Ta byla zakreslena pomocí polygonů opět nástrojem editor pro každý rok a plochu do samostatné vrstvy.

Plocha jednotlivých neurovnaných ploch se během času měnila (viz. obr. 6 a 7). Pro získání procentuálního zastoupení spontánně zarostlého území byly plochy polygonů neurovnaných ploch v jednotlivých letech porovnány s plochami polygonů zapojené vegetace a výsledky vyneseny do grafu.



Letecký snímek poskytl VGHMÚŘ Dobruška, ©MO ČR 2009

Obr. 6 Změna neurovnané plochy nasypané v r. 1990 v období 1990-2008. Černá barva znázorňuje rozlohu plochy v letech 1990 a 1992, hnědá z roku 1998, zelená z roku 2005 a žlutá z roku 2008.



Ortofotomapu poskytl ČÚZK

Obr.7 Rozloha nerektivovaných ploch nasypných v roce 1992 po nasypání (zeleně) a v roce 2005 (žlutě).

Pro studium změn pokrývnosti spontánní dřevinné vegetace byla použita část výsypky, která existuje spojitě od roku 1987 do současnosti. Na této ploše bylo vymezeno rovnoměrně 12 ploch každá o ploše 1 ha, které byly vybrány tak, aby existovaly spojitě po celé sledované období a zachycovaly středy jednotlivých terénních vln (viz. obr. 8). Tyto čtverce byly promítnuty na letecké snímky z let 1990, 1993, 1998, 2005 a 2008 a v každém snímku byla zjištěna plocha pokrytá dřevitou vegetací. Odhad byl proveden analogickým způsobem jaký je popsán výše s tím rozdílem, že byla zaznamenávána pouze plocha pokrytá stromy a keři.

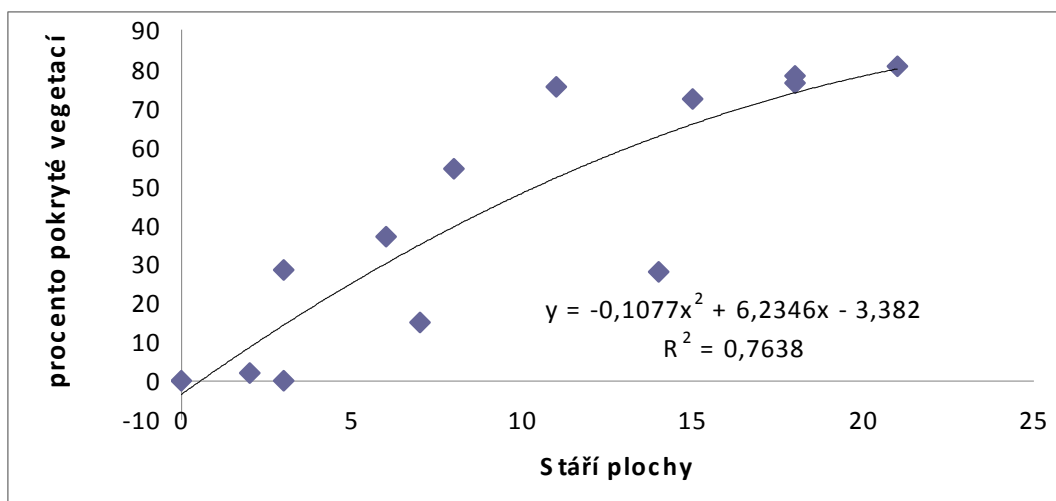


Ortofotomapu poskytl ČÚZK

Obr. 8 Poloha 1 ha ploch pro odhad vývoje pokrývnosti vegetace.

6.4. Výsledky

Vynesení procent plochy pokrytých souvislou dřevitou vegetací v závislosti na stáří jednotlivých polygonů (viz. obr. 9) indikuje rychlé spontánní zarůstání výsypky. Proložení těchto bodů polynomem druhého řádu predikuje takřka 80% pokrytí výsypky vegetací po 20 letech sukcese. Nicméně je třeba si uvědomit že rychlost zarůstání na plochách nasypáných v různém období se významně liší.



Obr. 9 Závislost procentuálního pokrytí spontánní vegetací na stáří plochy

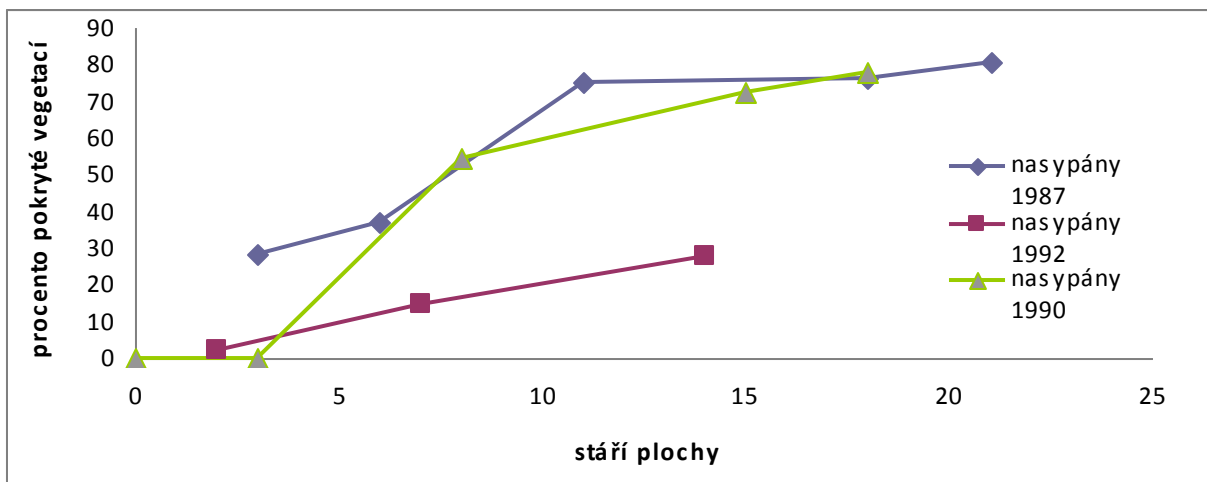
Na ploše výsypky jsou tři plochy, které byly nasypány v různých časových obdobích a jsou buď celé a nebo jen z části zachovány až doposud (viz. obr. 5-7).

Nejstarší plocha z roku 1987 se nachází na severovýchodním cípu výsypky. Tato plocha je ze severní a severozápadní části obklopena lesy a loukami, na západ se rozkládá těleso výsypky a na jihu je jí nejbližší část již rekultivované výsypky a povrchový důl. V roce 1990 je patrný vegetační pokryv na 28% plochy. Na následujícím snímku z roku 1993 se zvýšil vegetační kryt o dalších 9% oproti předchozímu, tedy na 36%. Plocha vegetace stoupla až na 75% na dalším snímku z roku 1998. V roce 2005 se projevila jistá stagnace kdy vegetační pokryv činil 76% plochy. Na snímku z roku 2008 bylo zaznamenáno další zvýšení na 86,5% vegetačního pokryvu. Po 21 letech tedy byla plocha zarostlá z 86,5 % (viz. obr. 10).

Druhá nejstarší plocha z roku 1990 je umístěna na severním okraji výsypky. Přirozená vegetace ji obklopuje pouze na severu, ze zbylých stran je obklopena výsypkou. Ze všech tří studovaných ploch byla tato nejmenší. Tato plocha byla sledována od jejího vzniku, což byl také důvod, proč na prvních dvou snímcích, tedy z roku 1990 a 1993 nebyl zaznamenán žádný vegetační kryt. V roce 1998 již byla patrná vegetace na 54,3% plochy, v roce 2005 na 72,3% a o tři roky později byl vegetační kryt na 78,2% studované plochy (viz. obr. 10).

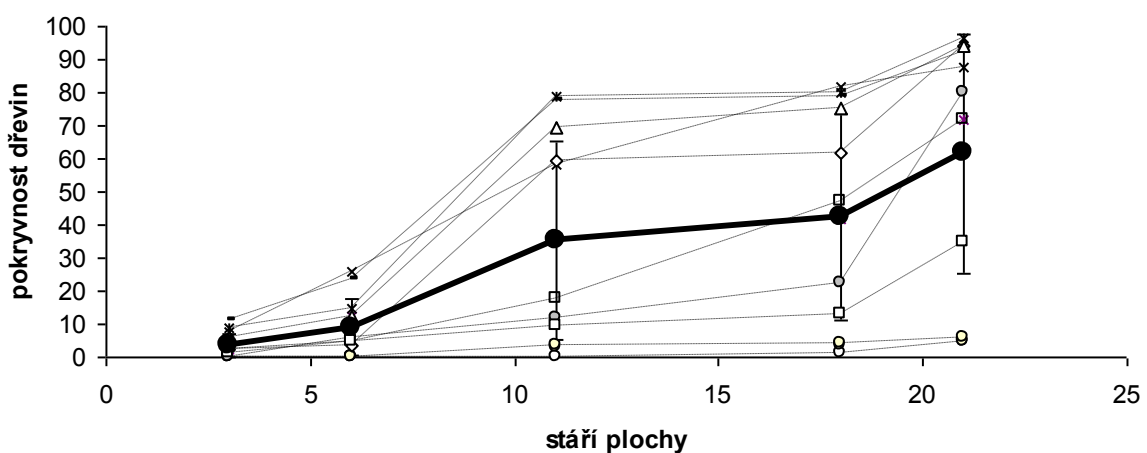
Nejmladší a zároveň nejsložitější co do vývoje je plocha z roku 1992 ta je také ze všech sledovaných ploch největší. Tato plocha se nachází zhruba uprostřed výsypky, bez návaznosti na okolní přirozenou vegetaci. Z počátku ji tvořily dva velké polygony, které byly díky zemním

srovnávacím pracím na povrchu výsypky roztržštěny do několika menších polygonů (viz. obr. 7). Na prvním snímku tedy ve stáří zhruba jednoho roku jsou patrná pouze 2% zarostlé plochy. V roce 1998 bylo procento přirozeně zarostlé plochy již vyšší a činilo 15%. V roce 2005 bylo procentuální zastoupení přirozeně zarostlé plochy 28% (viz. obr. 10). Tato plocha nebyla hodnocena na snímku z roku 2008 z důvodu částečné rekultivace v podobě ostrůvkové výsadby dřevin.



Obr. 10 Vývoj sukcese na jednotlivých neurovnaných plochách

Sledování pokryvnosti jednotlivých hektarových čtverců na ploše nasypané v roce 1987 (viz. obr. 11) vykazuje podobnou variabilitu jako sledování polygonů nasypaných v různých letech.



Obr. 11 Vývoj pokryvnosti dřevinné vegetace na 12 hektarových plochách na ploše nasypané v roce 1987 (viz. obr. 8). Silná čára a plné kruhy značí průměrné hodnoty, úsečky směrodatnou odchylku. Přerušované čáry představují vývoj jednotlivých hektarových ploch. Dvě z ploch,

(představované druhou čarou od zdola) mají natolik podobný vývoj že je nelze na obrázku rozlišit.

Skupina pěti čtverců dosahuje pokryvnosti přes 50% již po 10 letech sukcese a po 21 letech se pokryvnost pohybuje přes 90 %. Naproti tomu jsou zde plochy, které ani po 21 letech nepřekročí 10% pokryvnosti. Tyto plochy se nachází na jihozápadním okraji hustě zarostlé plochy, několik desítek až stovek metrů od hustě zarostlých ploch (viz. obr. 8). Přechod mezi těmito dvěma extrémy představují plochy, které zarůstaly nejprve pomalu ale po 10 letech se jejich zarůstání výrazně urychlilo, tyto plochy představovaly málo zarostlá místa obklopená hustým porostem.

7. Diskuse

Sledování ukázalo značně odlišnou rychlost zarůstání ploch různého stáří. V případě ploch z roku 1987 a 1990 byl zaznamenán poměrně rychlý a víceméně plynulý postup zarůstání vegetací. Úspěšnost zarůstání těchto ploch je pravděpodobně ovlivněna blízkostí zdrojů diaspor z jejich okolí. To je dobře patrné na porovnání jednotlivých čtverců na ploše z roku 1987, kde jihozápadní čtverce nejvzdálenější od okraje prakticky nezarůstají. To je v souladu se závěry jiných autorů poukazujících na klíčovou roli vzdálenosti od zdroje diaspor pro kolonizaci disturbovaných ploch (Prach, Pyšek, 2001; Walker, del Moral (2003); Wiegand, Felinks, 2001). Avšak také uprostřed plochy nasypané v roce 1987 jsou patrná místa bez vegetace i po takřka 20 letech (viz. obr. 8). Důvodů proč tyto plochy nezarostly může být mnoho. Příčinou mohou být například nepříznivé půdní, či mikroklimatické podmínky, částečně může hrát roli i náhoda (Olsson, 1987). Je však nutné připomenout, že i dlouhodobě nezarostlá místa mohou významně přispívat ke stanovištní a tím i druhové diverzitě, například v případě hub, bezcévných rostlin nebo některých skupin hmyzu vázaných na takováto stanoviště (Prach, 2009).

Klíčovou otázkou jak rychle by mohla Velká podkrušnohorská výsypka zarůstat spontánní vegetací, kdyby byla ponechána samostatnému vývoji je obtížné zodpovědět, neboť pro největší ze sledovaných ploch, která by reprezentovala situaci na většině plochy výsypky, je k dispozici pouze krátký časový úsek spontánního vývoje. Lze však odhadnout na základě dat z obr. 5 a 10, že pokrytí výsypky spontánní vegetací při samovolném vývoji by mohlo po 20 letech činit 30-70%.

To v každém případě dává prostor pro využití zhruba 20% ploch pro spontánní sukcesi jak je doporučováno některými odborníky (Schulz, Wiegleb, 2000; Řehounek et al., 2010). Na druhou stranu místa která budou dobře zarůstat nejsou zcela přesně predikovatelná a proto by bylo lépe přistoupit k jejich výběru až po přibližně 10 letech od nasypání.

Je zajímavé, že brzy po nasypání došlo skokem k zarostení poměrně velkých, ploch zatímco v pozdějším období spíše k pomalému rozšiřování těchto ostrovů spontánní vegetace. Příčiny tohoto jevu neznáme, je však možné, že souvisí se změnami struktury nasypaného materiálu (Frouz et al., 2007), který může být v určité fázi rozpadu příhodnější pro kolonizaci než v předcházejících či následujících obdobích.

Historické letecké snímky posloužily jako přesný zdroj informací o vývoji vegetace na výsypce. Byl použit standardní postup jejich zpracování pomocí ortorektifikace, který zaručil prostorovou přesnost i odpovídající polohu jednotlivých dřevin na všech snímcích díky použití GCP (vlícovacích bodů) z kvalitní ortofotomapy z roku 2005. Modelování sukcese pomocí leteckých fotografií neodhaluje přímo hnací síly sukcese, ale umožňuje sledovat dané území z jiné perspektivy, než při běžném terénním průzkumu. Snadno tak lze odhalit plochy, jejichž zarůstání neodpovídá běžným trendům a na nich dále provádět terénní průzkum.

Při klasifikaci jednotlivých snímků by se nabízela i možnost automatické klasifikace, tak jako ji využili např. Skaloš a Engstová (2010). Tuto metodu jsem ve své práci nepoužila z důvodu složitějšího klasifikačního nastavení, jehož výsledky by nakonec nemusely odpovídat realitě, vzhledem k tomu že dostupné snímky byly velmi různé kvality a obsahovaly řadu stínů odlišitelných od vegetace jen na základě posouzení v širším kontextu. Konečná úprava a samotná klasifikace by tak byla mnohem složitější než, manuální vyhodnocení snímků. Je nutné dodat, že při řešení může dojít k nepřesnostem v interpretaci obsahu snímku, která vyžaduje určitou zkušenost. Významnou roli zde hraje také horší kvalita digitalizovaných leteckých měřičských snímků, která může být původcem případných nepřesností při zakreslování polygonů (Flekalová et al., 2008).

8. Závěr

Spontánní sukcese se zatím k obnově míst narušených těžbou nerostných surovin v České republice využívá jen zřídka. Až doposud jsme měli možnost sledovat přirozené zarůstání výsypek pouze na těch místech, která nebyla rekultivována spíše z nedostatku financí, než se záměrem přirozené obnovy dané plochy. Výsledky studií jasně ukazují, že i v našich zeměpisných šířkách lze spontánní procesy pro obnovu krajiny úspěšně využít, což potvrzuje i tato práce. Důkladnou studií sukcese vegetace v dané těžební lokalitě nalezneme na každé výsypce území, která mají potenciál zarůst spontánní vegetací bez zásahu rekultivátorů stejně dobře, jako ostatní rekultivované plochy. Jak ukazuje tato práce, významným podpůrným prostředkem pro studium sukcese na výsypkách mohou být i letecké snímky daného území. Na základě znalostí historického vývoje vegetace totiž lze předpovídat i její budoucí vývoj. Využitím spontánní sukcese při obnově, nešetříme jen miliony za rekultivační opatření, ale zvýšíme mozaikovitost narušené krajiny i lokální biodiverzitu a vytvoříme vhodné podmínky pro řadu druhů vzácných, ohrožených či chráněných živočichů a rostlin.

Na spontánní sukcesi výsypkových lokalit bychom proto neměli nahlížet jen jako na levnější variantu rekultivačních opatření. Měli bychom ji chápat jako možnost sledování vzniku nových, přírodě blízkých a u nás často vzácných ekosystémů a výzvu k prozkoumání řady procesů, které můžeme jinde studovat jen stěží.

9. Seznam použité literatury

- Adam, E., Mutanga, O., Rugege, D., 2009: Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: a review. *Wetlands Ecology and Management* 18: 281-296.
- Augusto L., Ranger J., Ponette Q., Rapp, M., 2000: Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount, *Ann. For. Sci.* 57: 313–324.
- Begon M., Harper, J. L., Townsend C. R., 1997: *Ekologie. Jedinci, populace, společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- Bejšovec, Z., Milič, J., 1994: Zhodnocení vodního režimu v okolí vytypovaných zbytkových jam vlivem ukončení těžební činnosti. Závěrečná zpráva PO2, Hydrologie jako limitující faktor těžební činnosti v Sokolovské pánvi, VÚHU Most.
- Bradshaw, A., 1997: Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255–269.
- Clements, F. E., 1916: *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institute of Washington Publication. No 242. Washington, DC.
- Connell J. H., Slatyer, R. O., 1977: Mechanism of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *American Naturalist* 111: 1119-1144.
- Culek, M. et al., 1996: *Biogeografické členění České republiky*. Enigma, Praha.
- Farský, M., Zahálka, J., 2008: North Bohemian Brown Coal Field: the Determination and the Disparities of Landscape Development. *Životní Prostředí* 42: 212-216.
- Fejtklová, K., 2009: *Historie a současnost těžby nerostných surovin na Sokolovsku*. Bakalářská diplomová práce, Univerzita Palackého, Olomouc.
- Fenner, M., 1978: Susceptibility to shade in seedlings of colonizing and closed turf species. *New phytologist* 81: 739-744.
- Flekalová, M., Malenová, P., Vičanová, M., (2008): Analyses of historical development, soil moisture regime and scattered vegetation in the landscape area of UAE Žabčice. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, sv. LVI, č. 1, s. 65-82.
- Frouz, J., Kristufek, V., Bastl, J., Kalcik, J., Vankova, H., 2005: Determination of toxicity of spoil substrates after brown coal mining using a laboratory reproduction test with *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta). *Water Air and Soil Pollution* 162: 37–47
- 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: 54–64.

- 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., Popperl, J., Příkryl, I., Štrudl, J., 2007: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s. Sokolov, 26.
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, J., Materna, V., Balík, J. 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.
- Frouz, J., 2008: The effect of litter type and macrofauna community on litter decomposition and organic matter accumulation in post-mining sites. *Biologia* 63: 249–253.
- Frouz, J., Cienciala, E., Pižl, V., Kalčík, J., 2009: Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation. *Biogeochemistry* 94: 111–121.
- Glenn-Lewin D. C., Peet R. K., Velen T. T., 1992: Plant succession. Theory and prediction. Chapman & Hall, London, UK.
- Gojda, M., John J., 2009: Dálkový archeologický průzkum starého sídelního území Čech. Konfrontace výsledků letecké prospekce a analýzy družicových dat. *Archeologické rozhledy* 9: 467-492.
- Grunwald, C., Iverson, L. R., Szafoni, D. B., 1988: Abandoned mines in Illinois and North Dakota: toward an understanding of revegetation problems. *Rehabilitating Damaged Ecosystems* 1: 39 - 56.
- Hodačová, D., Prach, K., 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restor. Ecol.* 11: 385–391.
- Hezina, T., 2000: Porovnání koncentrací rozpuštěných látek ve výsypkových vodách a neutralizace kyselých vod jílovými minerály. Jihočeská Univerzita, České Budějovice.
- Jonáš, F., 1975: Určení způsobů rekultivace a tvorba nových půd na výsypkách v severočeském hnědouhelném revíru. Výzkumný ústav meliorací, Praha.
- Jones, C.G., Lawton, J. H., Shachak, M., 1994: Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373–386.
- Jůva, K., Pflug, J., Tlapák, V., 1984: Meliorační Kultivace a rekultivace zemědělské půdy. SZN, Praha.
- Klimecký, O., Mutinský, J., Vajnar, V., Synek, E., 1997: Hnědé uhlí v České republice. ZSNP, Praha.
- Kolář, J., Halounová, L., Pavelka, K., 1997: Dálkový průzkum země. Vydavatelství ČVUT, Praha.

- Kolář, P., 2008: Ekosystémová a krajinná ekologie. Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Kolat, P., Roubíček, V., Kozaczka, J., 2008: Čisté uhelné technologie. Vysoká škola báňská – Technická univerzita, Ostrava.
- Leitgeb, J. a kol., 1999: Studie rekultivace Podkrušnohorské výsypky. A. textová část. Sokolovská uhelná a.s., Karlovy Vary.
- Leitgeb, J., 2010: Velké rekultivační stavby v příměstské části měst a obcí Sokolovska. Stavebnictví 8: 22-26.
- Matějka, K., 2009: Vyhodnocení krajinných transektů Šumavy v historické perspektivě. Integrovaný dopravní systém, Praha.
- Mudrák, O., Frouz, J., Melichová, V., 2010: Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. Ecological Engineering 36: 783–790.
- Mueller – Domboise, D., 2000: Rain forest establishment and succession in the Hawaiian Islands. Landscape and Urban Planning 51: 147-157.
- Olsson, G., 1987: Effects of dispersal mechanisms on the initial pattern of old-field succession. Acta Oecologica 8: 379–390.
- Pascoe, G. A., 1993: Ecological risk assessment of a metals – contaminated wetlands: reducing uncertainty. Science of Total Environment 134: 1715–1728.
- Pavelková Chmelová, R., Netopil, P., 2007: Historické letecké snímky v geografickém výzkumu – problémy při jejich zpracování a možná řešení. "Miscellanea Geographica" 13, ZČU v Plzni, Plzeň, s. 129–136.
- Pechanec, V., Kiliánová, H., 2008: GIS – nástroj pro studium ekotonů. Sborník příspěvků z Mezinárodní mezioborové konference. Ostrava
- Pecharová, E., Wotavová, K., Sýkorová, Z., 2001: Perspektiva vegetace výsypkových lokalit Sokolovska. Jihočeská Univerzita, České Budějovice.
- Pickett, S. T., White, P. S., 1985: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press, Orlando, FL.
- Pietsch, W., 1979: On the hydrochemical situation of open pit lakes in the Lusatian Lignite Region. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch 19: 97–115.
- Pivnička, K., 1984: Ekologie. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Prach, K., 1987: Succession of vegetation on dumps from brown coal mining. N. W. Bohemia, Czechoslovakia. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 22: 339 – 354.
- Prach, K., Pyšek, P., 1994: Spontaneous establishment of woody plants in Central Europe derelict sites and their potential for reclamation. Restor. Ecol. 2: 190–197.

- Prach, K., 1996: Úvod do vegetační ekologie. Skriptum. VŠB TU Ostrava.
- Prach, K., Pyšek P., Bastl, M., 2001: Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83-88.
- 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., 2003: Spontaneous vegetation succession in central European human-made habitats: what scientific knowledge can be used in restoration practice?, *Appl. Veg. Sci.* 6: 125–129.
- Prach, K., Bartha S., Joyce, Ch., Pyšek, P., van Diggelen R., Wiegleb, G., 2001: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspektive. *Vegetation Science* 4: 111-114.
- Prach, K., 2006: Příroda pracuje zadarmo. *Vesmír* 85: 272-277.
- Prach, K., 2009 (A): Ekologie obnovy narušených míst I. Obecné principy. *Živa* 1: 22-24.
- Prach, K., 2009 (B): Ekologie obnovy narušených míst VI. Shrnutí a závěrečné poznámky. *Živa* 6: 260-264
- Prach, K., Frouz J., Karešová P., Konvalinková, P., Koutecká, V., Mudrák, O., Novák J., Řehounek, J., Řehouňková K., Tichý, L., Trnková, R., Tropek, R., 2009: Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2: 68-72.
- Přikryl, I., Faina R., 1995: Vyhodnocení potřeby záchranných prací v předpolí lomu Jiří do roku 2001. Dílčí zpráva, VÚRH Vodňany.
- Rapant, P., 2005: Geoinformační technologie. Vysoká škola báňská-Technická univerzita, Ostrava.
- Rebele, F., Lehmann C., 2001: Biological flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos*, Roth. *Flora* 196: 325–344.
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K., 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Sauer, J. D., 1988: Plant migration: The Dynamics of Geographic Patterning in Seed Plant Species. University of California press, Los Angeles.
- Shugartt, H. H., 2007: Succession, Phenomenon of. *Encyclopedia of Biodiversity*, University of Virginia 541-552.
- Schulz, F., Wiegleb, G., 2000: Development options if habutats in a post-mining landscape. *Land Degradation and development* 11: 99-110.

- 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: 831-843 .
- Somodi, K., Virágh, J., Podani, 2008: The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland, *Appl. Veg. Sci.* 11: 187–192.
- Stachoň, Z., 2009: Automatické umístování popisu na mapách pro krizový management. Dizertační práce, Masarykova Univerzita, Brno.
- Starý J., Kavina P., Vaněček M., Sitenský I., Kotková J., Nekutová T., 2008: Ročenka České geologické služby. Geofond, Praha.
- Svoboda, I., 2000: Rekultivace území po těžbě uhlí povrchoým způsobem. IUAPPA, MŽP ČR, Praha.
- Sýkorová, Z., Šťastný, J., 2008: Rekultivace, jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny. Ministerstvo zemědělství, Praha.
- Šrédl, V., 2005: Využití GIS pro hodnocení krajiny-modelování přírodního rekreačního potenciálu v Národním parku České Švýcarsko. Diplomová práce, Univerzita J. E. Purkyně v Ústí nad Labem.
- Štýs, S., 1981: Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL Nakladatelství technické literatury, Praha.
- Štýs, S., Helešicová, L., 1992: Proměny měsíční krajiny. Nakladatelství Bílý slon, Praha.
- Štýs, S., 1996: Zelené plíce černého severu. Severočeské doly a.s., Chomutov.
- Tischew, S., 1998: Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohletagebauen. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen –Anhalt* 1: 42 – 53.
- Van Oijen, D., Feijen, M., Hommel, P., Den Ouden, J., De Waal, R., 2005: Effects of tree species composition on within-forest distribution of understorey species. *Appl. Veg. Sci.* 8: 155–166.
- Volný, S., 1985: Deteriorizace a rekultivace krajiny. VŠZ, Brno.
- Vráblíková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják, J., Šoch, M., Beránek, K., Jirásek, P., Neruda, M., Vrablík, P., Zahálka, J., 2008: Revitalizace antropogenně postižené krajiny Podkrušnohoří II. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Ústí nad Labem.
- Walker, L. R., del Moral, R., 2003: Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge.

- Whittaker, R. H., 1953: A consideration of klimax theory: the klimax as a population and pattern. Ecological monographs 23: 41-78 .
- Wiegleb, G., Felinks, B., 2001: Primary succession in post – mining landscape of Lower Lusatia – chance or necessity. Ecological Engineering 17: 199 – 217.
- Zelinka M., 1979: Základy aplikované hydrobiologie. SPN, Praha.

Internetové zdroje:

- GISAT s.r.o. Družicová data.
(<http://www.gisat.cz/content/cz/druzicova-data>), [5.8..2010].
- Obecné zásady přírodě blízké obnovy těžbou narušených území a deponií.
(www.calla.cz/piskovny/obecne-zasady-obnovy.php), [3.8.2010].
- Zpráva o hospodaření za rok 2005
(http://www.suas.cz/uploads/141857551047b5627477582_Vyrocnizprava_05_CJ.pdf), [19.8.2010].
- Zpráva o hospodaření za rok 2009
(http://www.suas.cz/uploads/13935888694c0fe11c33e41_SU_Zprava_o_hospodareni_z_a_rok_2009.pdf), [19.8.2010].