

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE  
CHARLES UNIVERSITY IN PRAGUE

Přírodovědecká fakulta  
Faculty of Science



KATEDRA FYZICKÉ GEOGRAFIE A GEOEKOLOGIE  
DEPARTMENT OF PHYSICAL GEOGRAPHY AND GEOECOLOGY

**PŘIROZENÁ OBNOVA TĚŽEBNÍCH TVARŮ**

Sukcese vegetace a vývoj půd na příkladu granodioritových lomů a výsypek na Skutečsku

**NATURAL RESTORATION OF MINING SITES**

Vegetation succession and soil development: A case study from granodiorite quarries and dumps  
near the town Skuteč

Diplomová práce

Ph.D. Thesis

RNDr. TOMÁŠ CHUMAN

školicel (supervisor): RNDr. Luděk Šefrna, CSc.

konzultant (consultant): RNDr. Jiří Sádlo, PhD.

Praha 2008

## PŘIROZENÁ OBNOVA TĚŽEBNÍCH TVARŮ

Sukcese vegetace a vývoj půd na příkladu granodioritových lomů a výsypek na Skutečsku

---

## Úvod

---

K nejvýznamnějším antropogenním činnostem přímé přeměny přírodního prostředí patří těžba nerostných surovin, která je zároveň jednou z hlavních antropogenních činností měnících charakter reliéfu. Zatímco exogenní geomorfologické procesy přemísťují ročně z povrchu v průměru 4 mil. m<sup>3</sup> hornin a zemin, člověk ročně přemísťuje přibližně 330 mil. m<sup>3</sup> hornin a zemin (Kukal 2006). Největší objem přitom připadá na těžbu nerostných surovin, která zaujímá značnou část zemského povrchu. Celosvětově je těžbou nerostných surovin dotčeno 1% rozlohy souše (Walker & del Moral 2003). V České republice dosahoval například v roce 2006 rozsah ploch dotčených těžbou rozlohy 61 538 ha, tj. 0,8% území (Statistická ročenka životního prostředí ČR 2007).

V krajině dochází vlivem těžby k nevratným změnám v reliéfu, z něhož vlivem těžby mizí také původní stanoviště společenstev rostlin a živočichů. Na druhé straně se těžbou celá řada nových stanovišť v krajině vytváří, mnohdy s okolní krajinou zcela kontrastních a v tamní krajině unikátních (periodické tůně, skalní stěny, osypy, vodní plochy atd.). Tradiční postupy rekultivací, tedy návrat těžbou dotčených ploch zemědělskému či lesnickému hospodaření, však vedou k potlačení této stanovištní pestrosti. Lomy a výsypky po těžbě energetických surovin jsou nejčastěji morfologicky upraveny, překryty ornici a osázeny dřevinami či osety jetelotravní směsí. Lomy neenergetických surovin jsou často zaváženy chemicky inertním materiálem, překryty ornici a osázeny stromy. Tradiční postupy rekultivací jsou značně finančně nákladné a uplatňují se při nich rutinní technické postupy mechanicky aplikované bez ohledu na potenciální hodnotu (Sádlo & Tichý 2002).

Studium těžebních tvarů, které byly rekultivací ušetřeny, dokazuje, že naprostá většina lomů, výsypek a odvalů má potenciál obnovit se cestou spontánní či řízené sukcese. Výsledkem

přírodního či částečně usměrněného vývoje je pestrá mozaika vegetace odpovídající abiotickým podmínkám stanovišť, která hostí řadu druhů rostlin a živočichů mizejících vlivem změny zemědělského hospodaření a eutrofizace z okolní krajiny. Mnohé z těžebních tvarů se přirozenými přírodními procesy staly významnými refugii výskytu ohrožených druhů, společenstev a fungují jako jejich dlouhodobě ekologicky stabilní často poslední stanoviště. Řada nerekulitovaných těžebních tvarů jsou také unikátními lokalitami z pohledu mineralogie, paleontologie či geologie, nebo se staly významnými prvky obohacujícími krajinu. Na našem území ukazuje význam těžebních tvarů a potenciál přirozené obnovy celá řada prací (Sádlo 1983, Sádlo & Tichý 2002, Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2007, Prach et al. 2001, Cílek 1999, Tichý 2006). Význam těžebních tvarů z hlediska ochrany dokládá také jejich počet evidovaný v Ústředním seznamu ochrany přírody (blíže Chuman 2007).

Alternativní možností k technickým rekultivacím je, pro začlenění těžebních tvarů do krajiny, revitalizace, respektive přirozená obnova spontánní či řízenou sukcesí (Cílek 1999, Sádlo & Tichý 2002, Prach 2006, Tichý 2006; Bradshaw 2000, Yung 2000 aj.). Tento přístup umožňuje plně využít potenciální pestrosti stanovišť. Vytvoření vegetačního krytu je ponecháno zcela nebo částečně na přírodních procesech. V případě kamenolomů předchází spontánní či řízené sukcesí úprava morfologie. Snahou je, aby lom působil co možná nejpřirozeněji a v podstatě se podobal přírodnímu skalnímu svahu v kombinaci se skalními stěnami. Z tohoto pohledu je nejdůležitější eliminovat víceméně geometrické tvary jednotlivých etází jejich odtěžením nebo dosypáním kamenem a zabezpečit lom tak, aby neohrožilo skalní říční. Rozsáhlé dno lomu je vhodné rozčlenit několika elevacemi (Cílek 1999). Deponie odpadního materiálu jiného než lomového kamene případně autochtonní skrývky nejsou pro účely morfologické modelace lomu žádoucí.

Nespornou výhodou tohoto přístupu je, že morfologie lomu může být utvářena současně s těžbou a ne až po jejím skončení. Přínosem uvedené revitalizace (funkčního zapojení do krajiny) je také zachování větší stanovištní diverzity a nesrovnatelně nižší finanční náklady. Současně mohou zůstat zachovány případně geologicky cenné části lomu.

Nové přístupy k obnově narušených území, aby se tyto mohly stát významnými prvky v krajině, však vyžadují detailní znalost faktorů, které hrají klíčovou roli v přirozené obnově. Studium faktorů, ovlivňujících průběh a výsledky přirozené obnovy, se tak stalo předmětem výzkumu celé řady přírodovědných disciplín. Znalosti vlivu fyzikogeografických a krajinně ekologických faktorů na úspěšnost a rychlost přirozené obnovy jsou klíčové a jejich vliv na sukcesí ekosystémů je obecně přijímaným pravidlem.

Požadavky na obnovu nejen ploch narušených těžbou, ale obecně obnovu ekosystémů, společenstev a populací narušovaných činností člověka, s ohledem na ochranu biodiverzity a přírodních zdrojů, vedly v 80. letech minulého století k založení nového vědního oboru ekologie obnovy (restoration ecology), dodávajícího vědecké podklady k praktické činnosti obnovy (Prach 2006), mimo jiné také obnově kamenolomů a výsypek. Vzhledem k tomu, že těžbu nerostných surovin není možné v současné společnosti zcela eliminovat, nezbyvá než se pokusit zjistit, jak mohou být těžební tvary znovu oživeny a funkčně zapojeny do krajiny, tzn. revitalizovány s maximálním využitím jejich potenciálu pro ochranu biodiverzity.

Práce, které se zabývaly přirozenou obnovou kamenolomů, však byly nejen na našem území soustředěny v biologicky atraktivních územích nebo se týkaly kamenolomů v horninách se specifickým chemismem (bazalty, vápence), hostících druhově bohatá společenstva (Tichý 2006), navíc se většinou věnují pouze určitému typu stanoviště (skalní stěny, etáže). Malá pozornost byla doposud věnována kamenolomům v granitických horninách a jejich doprovodným výsypkám nevhodného kamene v krajině bez výrazných ekologických gradientů. Krajinou bez výrazných ekologických gradientů je, v rámci České republiky, myšlena krajina s průměrnými hodnotami teplot, srážek, průměrným chemismem substrátu a druhovým složením typickým pro české mezofytikum.

Zatímco poznatky o průběhu sukcese ve vápencových či čedičových kamenolomech jsou detailní, znalosti o průběhu sukcese v granitických horninách jsou neucelené. Cílem předkládané práce proto bylo komplexně prostudovat problematiku přirozené obnovy montánních antropogenních tvarů v opomíjených granitických horninách a popsat faktory ovlivňující rychlost sukcese vegetace, diverzitu rostlin na těžebních tvarech a sukcesí půd. Modelové území bylo zvoleno na Českomoravské vrchovině v okolí Skutče, významné těžební oblasti, kde byla těžba výrazně koncentrována. Koncentrace těžby na malé ploše umožnila studovat sukcesí vegetace a půd na stejném geologickém substrátu, neovlivněné klimatickým gradientem nebo rozdílným regionálním druhovým složením vegetace.



## Materiál a metody

Ve studovaném území (Obr. 1) byl pomocí přístroje GPS (Garmin 75s) vymapován rozsah granodioritových těžebních tvarů (lomů a výsypek). V lomech bylo provedeno mapování subjektivně vymezených fyziotypů vegetace (Tab. 1) a rovněž byly zaznamenány proměnné charakterizující lom a jeho okolí. Dále byly lomy i výsypky rozčleněny na typy stanovišť (Tab. 2). Na každém typu stanoviště s výskytem určitého fyziotypu byly zaznamenány dominantní a subdominantní druhy bylin a dřevin, odhadnuta pokryvnost vegetačních pater a dodatečně ovlivnění této lokality.



Obr. 1. Studované území se znázorněnými vymapovanými montánními tvary.

Analyzována byla závislost mozaiky fyziotypů (tj. procentického zastoupení fyziotypů) v lomech a jejich druhového složení na proměnných charakterizujících lom a jeho okolí. V menším prostorovém měřítku, to jest na úrovni jednotlivých stanovišť, byla analyzována závislost druhového složení na typu stanoviště a jeho dodatečném ovlivnění.

Fyziotyp	Používané zkratky	Upraveňující definice fyziotypu
stromové porosty	(les)	fanerozofy vyššího stromového patra nad 5m výšky
mladé stromové porosty	(mladý les, mlá les)	fanerozofy keřového a nižšího stromového patra do 5m výšky
keřová vegetace	(keřová veg., ker veg)	fanerozofy v keřovém patře bohatém vlastními keři
zapojená bylinná vegetace se solitérními dřevinami	(savanová veg., sav-veg)	
zapojená bylinná vegetace	(bylinná veg., byl veg)	
řidká vegetace inialních půd	(veg. inic. půd, iní půd)	
mokřadní vegetace	(mokřadní veg., mok veg)	vegetace podmáčených míst s hydrofity
mechokapradinová vegetace	(kuřová veg., sut veg)	nejčastěji vegetace s dominantní mechů a kapradin v suš a ostepových kůzlech, bez keřového či stromového patra
antropogenní vegetace	(artropo. plochy, art veg)	sešlápaná vegetace nebo porosty přiležitostně kácené či dosazované
plochy bez vegetace	(bez veg)	v této kategorii nejsou zahrnuty případně vodní plochy (bez veg)
vegetace skalních říms	(veg. skal. říms, ska říms)	otevřená společenstva mechů, kapradin, bylin i dřevin
vegetace zázemních svahů a břehové porosty	(břeh veg)	vegetace na okrajích vodních ploch

Tab. 1. Subjektivně vymezené fyziotypy vegetace mapované v lomech a na výsypkách.

Typy stanovišť
skalní stěny zřídka málo členité
skalní stěny méně zřídka nebo členitější se skalními římsami
Zázemné svahy bez výchozu skalního podlaží
Výsypky kamenné (velikost lomového kamena do 125 m <sup>3</sup> (50-50-50 cm))
Výsypky blokové (kamenné bloky nad 125 m <sup>3</sup> )
Výsypky zeminové (výsypky se stávkami sutí či alochtonní zeminou)
Výsypky se skryvkou (kamenné výsypky s autochtonní zeminou)
stěže zázemné, dna lomů zázemné
stěže ploché
stěže kamenné a skalnaté
dna lomů s kumulacemi kamenu (odpovídá kamenné výsypce, ale je umístěna v lom)
okopy pod lomovými stěnami
plochy s silnými trávy
okrajní - periodické trávy, mokřady

Tab. 2. Typy stanovišť, na kterých byly v jednotlivých fyziotypech zaznamenány dominantní a subdominantní druhy rostlin.

Fyziotyp	maximální výška	dominace travnatosti	výška pro stromy
antropogenní vegetace	x	x	
keřová vegetace	x	x	x
keřová vegetace na kontrolních plochách	x	x	
hospodářský les smíšený	x	x	x
louka	x	x	x
stromové porosty	x	x	x
mladé stromové porosty	x	x	x
mokřadní vegetace	x	x	
zapojená bylinná vegetace se solitérními dřevinami	x	x	x
vegetace skalních říms	x	x	
mechokapradinová vegetace	x	x	
řidká vegetace inialních půd	x	x	x
zapojená bylinná vegetace	x	x	x
plochy bez vegetace	x		

Tab. 3. Fyziotypy, u kterých byl hodnocen vývoj půd.

Rychlost zarůstání těžebních tvarů byla zjišťována na základě analýzy leteckých snímků na 152 vymezených plochách o rozměrech 10x10 m, na kterých s největší pravděpodobností probíhala nepřerušovaná spontánní sukcese.

Hodnocení biodiverzity těžebních tvarů v kontextu okolní krajiny bylo provedeno srovnáním diverzity ploch na transektech, které protínaly těžební tvary a vycházely a končily na těžbou nezasažených plochách. V každém subjektivně vymezeném fyziotypu vegetace byl proveden soupis druhů a byla odhadnuta pokryvnost vegetačních pater (mechového E0, bylinného E1, keřového E2 a stromového E3).

Vývoj půd byl hodnocen pod vybranými fyziotypy na základě mocností půdních horizontů a také na základě jejich chemických a fyzikálních vlastností (Tab. 3).

Geografická data byla analyzována v prostředí ArcGIS 9.2. Letecké snímky byly orthorektifikovány v prostředí PCI Geomatica 9.1 s využitím modulu OrthoEngine a analyzovány s využitím extenze Leica Image Analyst. Vztahy mezi sledovanými proměnnými byly analyzovány v programu Statistica 6 a u dat mnohorozměrné povahy v programu CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer 1997-2003).

---

## Výsledky a diskuse

---

Oblast Skutečska byla významnou těžební oblastí granodioritu, tzv. skutečské žuly (Hájek 1931), což vedlo k výrazné koncentraci těžby na malém území. Těžbou kamene bylo ve studovaném území přímo ovlivněno 105 ha. Pro srovnání v dolním Posázaví, další významné těžební oblasti granodioritu, bylo na stejné ploše těžbou ovlivněno jen 27 ha (Chuman 2004). Většina lomů na Skutečsku (70 lomů) je velmi malých s rozlohou do 1000 m<sup>2</sup>. Pouze u 47 vymapovaných lomů ze 117 rozloha přesáhla 1000 m<sup>2</sup>, z čehož 8 lomů má rozlohu 10000 – 50000 m<sup>2</sup> a 2 lomy jsou dokonce větší než 50000 m<sup>2</sup>. Lomy s rozlohou nad 10000 m<sup>2</sup> jsou v převážné většině mladší 30 let. Těžbou došlo k výrazné změně reliéfu, ale lomy dodaly krajině nové typy stanovišť, například vodní plochy a skalní stanoviště, které zde byly předtím málo četné. Mnohé lomy jsou dnes součástí ÚSES jako lokální biocentra, poskytující stanoviště pro mnohé druhy rostlin a živočichů. Zatopené lomy se staly biotopem obojživelníků a výsypky biotopem plazů.

Sukcese vegetace nastupuje již v aktivních lomech. Výsledná mozaika fyziotypů vegetace je ve studovaných lomech závislá na míře jejich zatopenosti, stáří, respektive počtu let od ukončení těžby, a zdroji diaspor v okolí (tzn. zda je v okolí lomu zdroj diaspor lesních druhů nebo druhů agrárního bezlesí atd.). Rozdíly mezi lomy jsou více patrné z druhového složení. Druhové složení jednotlivých lomů je závislé nejen na zatopenosti, stáří a zdroji diaspor, ale také na poloze lomu ve vztahu k reliéfu a na dodatečném ovlivnění. Poloha lomu ve vztahu k reliéfu vypovídá o tom, zda v lom převládají spíše slunná či stinná stanoviště. Dodatečné ovlivnění lomu pak vypovídá o tom, zda se v lomu mohou vyskytovat či naopak chybět některé druhy, například druhy sešlapávaných stanovišť, případně se udržují otevřené plochy s iniciální vegetací nebo je vegetace v některých částech výběrově odstraňována. Přítomnost iniciální vegetace nemusí proto



odpovídat pouze stáří lomů, ale může se vyskytovat i v lomech dlouho uzavřených, kde je vytvoření zapojené vegetace lokálně bráněno opakovanými disturbancemi. V neposlední řadě byla prokázána také závislost druhového složení na typu stanoviště a jeho dodatečném ovlivnění (typu disturbance). Na typu stanoviště závisí též pokrývnost vegetačních pater.

Lomy a výsyvky se průkazně liší rychlostí zarůstání. Sukcese vegetace, respektive směna klasifikovaných 4 typů vegetace (bez vegetace, iniciální vegetace, zapojené bylinné vegetace a dřevinné vegetace), průkazně závisí na stáří plochy. Na plochách analyzovaných pomocí klasifikace leteckých snímků dosáhla pokrývnost bylinné a/nebo dřevinné vegetace na 132 plochách, z celkového počtu 152 ploch, 100% pokrývnosti, respektive 94 % ploch v lomech a 85 % ploch na výsypkách zcela zarostlo. Medián rychlosti vytvoření zapojené vegetace na plochách v lomech je 15 let (průměr 12,4; std. 0,7) a na odvalech 8 let (průměr 9,3; std. 0,6). Výsyvky zarůstají rychleji a byliny zaujímají v době 100% pokrývnosti nejčastěji 10 x větší plochu než dřeviny (medián podílu plocha dřeviny/ploše bylin se rovná 0,1). Lomy zarůstají pomaleji a v době 100 % pokrývnosti vegetace je podíl bylin a dřevin více vyrovnaný (medián podílu plocha dřeviny/ploše bylin je 0,7). V lomech se mohou plochy bez vegetace udržovat dlouhou dobu, ale plochy na výsypkách brzy zcela zarostou. Nezarostlé studijní plochy na výsypkách byly staré pouze 10 let. Na všech plochách již byla vytvořena vegetace iniciálních půd a je zde vysoká pravděpodobnost rychlého rozvoje zapojené bylinné či dřevinné vegetace v dalších letech.

Rychlost vývoje vegetace v podstatě odpovídá rychlosti zarůstání vápencových (Sádlo & Tichý 2002) či čedičových lomů (Novák & Prach 2003) nebo hnědouhelných výsypek (Prach 1987), ale v granodioritových lomech se rychleji prosazují fanerofyty.

I přestože skutečné lomy nevykazují ve srovnání s vápencovými a čedičovými lomy vysokou druhovou diverzitu, představují v tamní intenzivně využívané krajině centra diverzity. Z celkového počtu 182 druhů zaznamenaného na všech studovaných plochách umístěných podél transektů bylo pouze 25 druhů zaznamenáno na kontrolních plochách a nebylo přítomno v sukcesních stádiích těžebních ploch. Na druhou stranu 60 druhů zaznamenaných v sukcesních stádiích nebylo přítomno na kontrolních plochách. Lomy se průkazně liší v počtu druhů od kontrolních ploch. Tato vyšší diverzita lomů je závislá na koexistenci různých fyziotypů vegetace lišících se druhovým složením. U výsypek nebyl tento rozdíl prokázán.

Z výčtu druhů, které nebyly zaznamenány na kontrolních plochách, je patrné, že významnou část tvoří druhy otevřených písčitých vysychavých stanovišť, které mizejí z intenzivně ohospodařované krajiny. Dva z druhů zaznamenaných na transektech, *Chamaecytisus ratisbonensis* a *Centaurea cyanus*, jsou druhy zařazené na Červený seznam cévnatých rostlin do

kategorie C4 mezi vzácnější taxony vyžadující další pozornost, které však zatím nelze zařadit do žádné z kategorií ohrožení. Jeden ze zaznamenaných druhů *Filago minima* je v Červeném seznamu zařazen do kategorie C3 mezi ohrožené taxony vykazující trvalý ústup. Příčiny ústupu druhů otevřených, nelesních stanovišť uvádějí Tropek a Konvička (2008) a Van Swaay (2002). Hlavní důvody spatřují v opouštění tradičních způsobů hospodaření v zemědělské krajině, unifikaci zemědělského hospodaření, eutrofizaci krajiny a scelování pozemků. Za eutrofizaci krajiny je zodpovědný hlavně zvýšený obsah dusíku a fosforu, přičemž důležitý není pouze jejich vstup do prostředí ve formě imisí, ale podstatnou roli hraje také nedostatek jejich exportu v podobě biomasy v důsledku absence managementu. V eutrofizované krajině pak dochází k expanzi konkurenčně zdatnějších druhů ruderalních. Ruderalizace a eutrofizace krajiny je problémem ohrožujícím existenci celé řady druhů a rostlinných společenstev (Chytrý et al. 2001).

Sukcese vegetace ovlivňuje také vývoj půd a vice versa. Vývoj půdních horizontů a chemické vlastnosti humusového horizontu jsou v granodioritových lomech závislé na typu vegetace, tzv. fyziotypu. Chemické vlastnosti humusového horizontu jsou závislé také na zrnitostním složení humusového horizontu. Zrnitostní složení humusového horizontu závisí na typu vegetace, tzv. fyziotypu.

V průběhu sukcese dochází v granodioritových lomech k relativně rychlé akumulaci dusíku a uhlíku a zároveň ke zvyšování sorpční schopnosti půdy. Na druhou stranu relativně rychle klesá pH, tzn. roste obsah vodíkových iontů v půdě. Zároveň se také zhoršuje kvalita humusu aproximovaná poměrem C/N.

---

## Závěry

---

1. Montánní činnost vedla k rozsáhlé transformaci reliéfu na Skutečsku. Ve studovaném území bylo zmapováno 117 granodioritových lomů o celkové rozloze 59 ha. Výsypky zaujímají ve studovaném území plochu o velikosti 46 ha. Těžba kamene přispěla k rozšíření plochy lesa na úkor zemědělských ploch a obohatila krajinu o řadu nových stanovišť, která jsou součástí lokálního územního systému ekologické stability.
2. Klíčové faktory ovlivňující sukcesi vegetace granodioritových montánních tvarů jsou stáří lomu, respektive počet let od ukončení těžby, charakter okolí lomu, respektive potenciální zdroj diaspor, míra zatopenosti lomu, poloha lomu ve vztahu k reliéfu, typ stanoviště a dodatečné ovlivnění. Tyto faktory ovlivňují druhové složení stanovišť a vytvoření mozaiky typů vegetace, tzv. fyziotypů. Sukcese vegetace směřuje ve studovaných lomech a na výsypkách ke stromovým porostům. Přirozená obnova těžebních tvarů může být velmi rychlá, přesto mohou v lomech přetrvávat i déle než 20 let plochy zcela bez vegetace. Sukcese vegetace ke stromovým porostům může být také dlouhodobě blokována zapojenou bylinnou vegetací konkurenčně silných ruderalních druhů.
3. V intenzivně využívané krajině Skutečska představují granodioritové montánní tvary lokality s vysokou druhovou diverzitou cévnatých rostlin.
4. V průběhu sukcese dochází k relativně rychlé akumulaci dusíku a uhlíku a zároveň ke zvyšování sorpční schopnosti půdy. Na druhou stranu relativně rychle klesá pH, tzn. roste obsah vodíkových iontů v půdě.
5. Druhově nejčinnějšími sukcesními stádii granodioritových montánních tvarů jsou stádia bylinné vegetace iniciálních půd a v některých případech též zapojené bylinné vegetace. Tato stádia umožňují přežívání druhů otevřených vysychavých písčitých stanovišť. Pokud mají lomy sloužit jako refugia pro tyto druhy, je nezbytné sukcesi vegetace blokovat opakovanými disturbancemi a dbát na zachování těchto typů vegetace.
6. V předložené práci byl kromě stanovených cílů navíc vytvořen přehled chráněných území, které jsou evidovány v Ústředním seznamu ochrany přírody a které chrání místa bývalé těžby jako objekty ochrany. V přehledu chráněných území jsou uvedena pouze ta chráněná území, která byla vyhlášena k ochraně až v důsledku těžby nerostných surovin, tzn. kdyby se na dané lokalitě netěžilo, území by nebylo k ochraně vyhlášeno. Takovýchto chráněných území nalezneme v České republice 154, z nichž naprostou většinu představují objekty vyhlášené k ochraně geologických a paleontologických lokalit.

## NATURAL RESTORATION OF MINING SITES

Vegetation succession and soil development: A case study from granodiorite quarries and dumps  
near the town Skuteč

---

## Introduction

---

Environmental impact caused by mining is considerable. The impact of mining on relief and landscape character is particularly substantial as could be documented on earth material transfer. While transfer of earth material caused by natural processes (erosion, sedimentation) is about 4 millions of cubic meters per year, anthropogenic transfer is close to 330 millions (Kukal, 2006) and material transfer due to mining represents the greatest proportion. It is estimated that the surface mineral extraction already covers 1% of the land surface (Walker & del Moral 2003). In the Czech Republic the extent of mining sites reached 0,8% in 2006 (Statistical Environmental Yearbook of the Czech Republic 2008).

Mining causes irreversible modification of relief, removes vegetation and soil cover causing loss of biotopes. On the other hand mining creates new sites in the landscape e.g. water bodies, rock walls and screes. These sites are often unique and contrasting with the surrounding landscape and might harbor specific species after mine/quarry abandonment. Traditional approach to restoration was considered to be the restoration (reclamation) of production, whether agricultural or forestry, causing elimination of potential site diversity by morphology adjustment, topsoil application and tree planting or trefoil-grass mixture sowing. Stone quarries were often filled with wastes, covered with topsoil and planted. This technical approach, mechanically applied to any site not considering potential values of created sites, has unfortunately remained till present in most reclamation plans (Sádlo & Tichý 2002). It has also been argued that this practice is very expensive.

Number of studies of spontaneously revitalized mining sites (quarries, mines, dumps) have proved that majority of such sites have the potential to be restored spontaneously by spontaneous succession or directed succession. Furthermore the result of spontaneous



restoration has been a varied mosaic of communities reflecting site conditions and not a plantation of trees or species poor artificial grassland.

It has also been argued that spontaneously restored sites often harbor species vanishing from landscape due to habitat loss, fertilization and land use changes (see Tropek & Konvička 2008, van Swaay 2002). Many of mining sites have become under natural processes important sites for endangered species. Other sites have been important from the viewpoint of geology, mineralogy, paleontology or have become important structural landscape elements (components of the TSES – Territorial system of ecological stability).

There are many studies highlighting natural values of mining sites as well as demonstrating the potential of spontaneous restoration, in the Czech Republic (e.g. Sádlo 1983, Sádlo & Tichý 2002, Novák & Prach 2003, Řehouňková & Prach 2007, Prach et al. 2001, Cílek 1999, Tichý 2006). The Central registry of natural reserves of the Czech Republic provides further evidence of their potential values. Quarries, mines or dumps have been designated as natural reserves after spontaneous succession have led to species rich communities of plants or these sites have been colonized by endangered plant or animal (e.g. amphibians, bats or invertebrates) species.

However the spontaneous restoration is not to be meant to entirely replace technical reclamation. In some places the technical reclamation is the only possibility but the problem is its mechanical application elsewhere.

With respect to results of above mentioned studies, spontaneous or directed vegetation succession certainly is the alternative way to technical reclamation (Cílek 1999, Sádlo & Tichý 2002, Prach 2006, Tichý 2006; Bradshaw 2000, Yung 2000 and others). However the spontaneous restoration should follow several principles. As this study is focused on stone quarries, several principles only for these anthropogenic landforms are mentioned: quarry walls and quarry levels (etages) should be morphologically modified to resemble natural rocky slopes, rock walls and outcrops; quarry walls should be stabilized to protect mass wasting; vast quarry floor might be divided by several elevations but dumping of allochthonous material or using such materials for morphology adjustment should be excluded. Moreover, the goal of morphological adjustment is the preservation of unique geological profiles and maintaining or even increasing site's diversity. Spontaneous or directed succession is initiated in the abandoned morphologically adjusted quarry. The desired quarry morphology can be shaped during quarry operation which is the obvious advantage, and not necessarily after termination of quarrying.

New approach to mined land restoration requires knowledge of factors controlling spontaneous vegetation succession. This has resulted in number of scientific studies of such factors. The role of environmental factors and landscape factors has been generally accepted.

The need for degraded land restoration as well as ecosystem restoration, species and biodiversity protection has led to establishment of new scientific discipline the restoration ecology in the 80's of the last century. Restoration ecology as a science gives the theoretical background for the practical restoration (Prach 2006).

Mining and quarrying will certainly continue in a current society in future, therefore we should focus our attention on acquiring the knowledge of factors controlling restoration likewise utilizing potential of dumps and quarries for biodiversity protection.

Studies of spontaneous quarry restoration, which have been published in the Czech Republic so far, were focused on quarries of rocks of specific chemical composition (e.g. limestone and basalt) harboring high species diversity (Tichý 2006). Furthermore studied quarries were located in landscapes with specific climatic conditions as well as regional species pool in context of the Czech Republic. Only little attention has been paid to granodiorite quarries and dumps in neutral landscape so far. The so called neutral landscape means, in context of the Czech Republic, the landscape of average environmental gradients e.g. neutral to acidic bedrock, average temperature, average precipitation and species pool common for the mesophyticum region of Czech flora.

The main aim of this research was to present a comprehensive study of spontaneous restoration of granodiorite quarries and dumps. The research was focused on identification of main factors influencing spontaneous restoration including soil development and biodiversity of dumps and quarries. The study was carried out near the town Skutec in the Czech Republic where there are many quarries and dump sites in a relatively small area. The concentration of these sites was a great advantage as spontaneous restoration and soil development as well as biodiversity were not affected by diverse chemical composition of bedrock, climatic gradient or variable regional species pool.



## Material and methods

In the study area (Fig. 1) the extent of quarries and dumps was delimited using GPS device (Garmin 75s). Within quarries the delimitation of subjectively defined vegetation units was carried out. Vegetation units were defined according to its physiognomy (Tab. 1). Several explanatory variables were recorded for each quarry. Quarries and dumps were divided into site types (Tab. 2). Within each site type with defined vegetation unit, dominant and subdominant species were recorded as well as the vegetation cover was estimated for the herbaceous (E1), shrubby (E2), and tree (E3) layer.

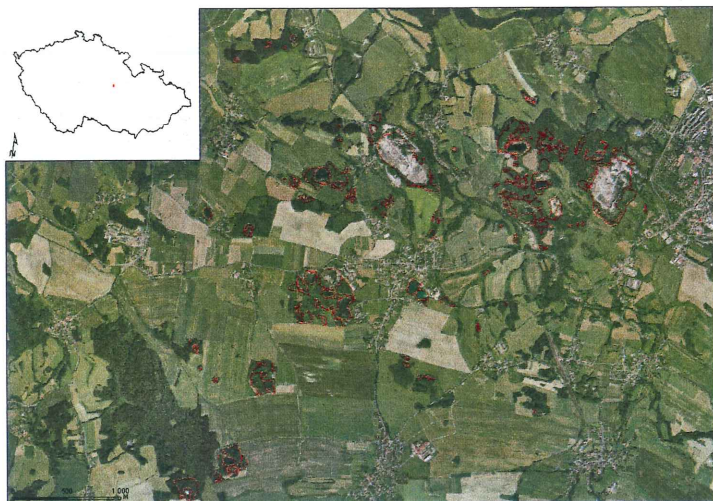


Fig. 1. Study area showing delimited dumps and quarries.

Dependence of the vegetation type's mosaic and species composition on measured explanatory variables was analyzed.

Vegetation type	Used abbreviations
full-grown woody vegetation	(les)
young woody vegetation	(mladý les, mla les)
shrubby vegetation	(keřová veg., ker veg)
dense herbaceous vegetation with scattered shrubs and trees	(savanová veg., sav veg)
dense herbaceous vegetation	(bylinná veg., byl veg)
sparse herbaceous vegetation of initial soils	(veg. iric. půd, ini pud)
wetland vegetation	(mokřadní veg., mok veg)
vegetation of mosses and ferns	(suťová veg., sut veg)
vegetation of continuously disturbed sites (trampled habitats)	(antropo. plochy, antrop. veg)
bare ground	(bez veg)
vegetation of ledges on quarry walls	(veg. skal, říms, ska rims)
bank vegetation	(breh veg)

Tab. 1. Subjectively defined vegetation types recorded in quarries and on dumps.

Site types
steep quarry walls without ledges
less steep quarry walls with ledges
soil covered slopes
stony dumps
dumps of stone blocks
dumps with rubble
dumps with overburden
soil covered etages and quarry floors
sandy etages
stony etages
quarry floors with stony dumps
scree under quarry walls
quarrying site
periodical lagoons, wetlands

Tab. 2. Site types, for which, the dominant and subdominant species in each vegetation type were recorded.

Vegetation type	litter thickness	humus horizon thickness	soil sample
vegetation of continuously disturbed sites (trampled habitats)	x	x	
shrubby vegetation	x	x	x
shrubby vegetation of undisturbed sites	x	x	
production mixed forest	x	x	x
meadow	x	x	x
full-grown woody vegetation	x	x	x
young woody vegetation	x	x	x
wetland vegetation	x	x	
dense herbaceous vegetation with scattered shrubs and trees	x	x	x
vegetation of ledges on quarry walls	x	x	
vegetation of mosses and ferns	x	x	
sparse herbaceous vegetation of initial soils	x	x	x
dense herbaceous vegetation	x	x	x
bare ground			x

Tab. 3. Vegetation types where the soil development was assessed.

The rate of spontaneous vegetation succession was studied on 152 sites 10x10 m in size, using panchromatic aerial photographs. The study sites were situated in places where the vegetation succession started on a bare ground and was not disrupted later on.

The plant species diversity was recorded within eight transects starting in undisturbed sites, going through mining sites (quarries and dump sites) and terminating in undisturbed sites. Sample plots were situated in each subjectively defined vegetation type of disturbed sites (see Tab. 1) and each vegetation type of undisturbed sites. Vegetation types of the undisturbed sites were classified as follows: production mixed forest, production monoculture spruce forest, shrubby



vegetation of undisturbed sites, field, meadow, and abandoned meadow. Within each sample plot vegetation cover for moss (E0), herbaceous (E1), shrubby (E2) and tree (E3) layer was estimated.

The soil development was assessed within selected vegetation types by measuring the thickness of litter and humus layer and by laboratory analysis of soil samples (Tab. 3).

The geographical data were analyzed by the mean of ArcGIS 9.2. Aerial photographs were orthorectified using PCI Geomatica 9.1, the Ortho Engine module, and analyzed by using ArcGIS extension Leica Image Analyst. Statistical analyses were carried out by the mean of Statistica and CANOCO 4.5 software.

---

## Results and discussion

---

The study area was one of the most important quarrying areas in the Czech Republic (Hájek 1931) and quarrying led to high concentration of quarrying sites. There were 117 quarries recorded. The extent of quarries and dumps reaches 105 ha. This concentration of quarries extracting non-energetic minerals is rather unique. Most of the quarries are small. 70 out of 117 quarries are only up to 1000 m<sup>2</sup> in size and remaining 47 quarries have more than 1000 m<sup>2</sup> in size, from which eight quarries are larger than 10000 m<sup>2</sup> and 2 quarries are larger than 50 000 m<sup>2</sup>. Quarries larger than 10 000 m<sup>2</sup> are mostly abandoned less than 30 years. Quarrying has led to a significant change of the landscape however landscape has been enriched of new sites e.g. water bodies and rock walls. Many of previous quarrying sites became components of local ecological network (TSES - Territorial system of ecological stability) as local biocentres. Waterlogged quarries became important sites for amphibians and stony dumps for reptiles.

The vegetation succession starts in operating quarries. The multivariate approach showed that variables like degree of waterlogging, quarry age (meaning the number of years since abandonment) and source of diaspores have an influence on the proportion of different vegetation types (physiotypes) in the final mosaic. Between quarries differences are more apparent when analyzing species composition. The species composition of granodiorite quarries and dumps is influenced not only by above mentioned factors but also by the quarry position within relief and by the additional influence (after abandonment). The position of quarry within relief indicates whether quarry sites tend to be more or less sunny in fact indicating their potential moisture regime. The additional influence describes the spontaneity of succession. Additional influence maintains vegetation succession in a certain stage or leads for example to establishment of vegetation of trampled habitats. The presence of initial successional stage therefore need not be only the result



of young age but can be also the result of additional influence. Finally the site type have the obvious influence on species composition. The site type significantly influences also the development of vegetation layers.

Quarries and dump sites significantly differ in the rate of vegetation cover development assessed from aerial photographs. The cover of four defined vegetation units (bare ground, sparse herbaceous vegetation, dense herbaceous vegetation, woody vegetation) was significantly influenced by the age of vegetation succession. There were 132 sites out of 152 where the dense herbaceous and/or woody vegetation reached cover of 100 %. The closed vegetation cover was reached by 94 % of study plots in quarries and by 85 % of study plots in dumps. The non vegetated plots on dumps were only up to 10 years of age and therefore there has been a high probability that these sites will be soon overgrown; furthermore all of these plots were already entirely covered by so called sparse herbaceous vegetation. Closed vegetation cover developed within 15 years in half of study sites in quarries. The average time for these sites in quarries was 12,4 years (std 0,7). In comparison, closed vegetation cover developed faster on dumps. Half of sites, where the vegetation cover reached 100%, were overgrown within 8 years. The average time was 9,3 years (std 0,6). The analyses also revealed a significant difference in woody vegetation cover between dumps and quarries at the time of closed vegetation cover development. The closed vegetation cover of dumps developed sooner and the ratio of herbaceous / woody vegetation was higher. The closed vegetation cover of quarries developed later but the ratio of herbaceous / woody vegetation tended to be more even. Additionally it was found that the bare ground stage can last in quarries more than 20 years.

The rate of vegetation development corresponds to results presented by Sádlo & Tichý (2002) for limestone quarries and Novák & Prach (2003) for basalt quarries. However the succession of phanerophytes is faster in granodiorite quarries and on dumps.

Even though the plant species diversity of the studied granodiorite quarries and limestone or basalt quarries (Sádlo & Tichý 2002, Novák & Prach 2003) is incomparable, studied quarries have been remarkable centers of biodiversity in the study area. There were 182 species recorded (herbaceous and woody plant species) in total along transects. Only 25 species, which were recorded in undisturbed sites, were not present in quarrying sites (quarries and dumps), on the other hand there were 60 species recorded in quarrying sites that were missing in the surroundings. Quarries also showed higher species diversity in comparison with undisturbed sites, which is the result of several vegetation types' coexistence in a relatively small area.

Substantial number of species that were recorded in quarries represented species of open early successional stages. These species were missing in the surroundings. Abundances of these species are declining due to habitat loss in general in the Czech Republic. Two recorded species, *Chamaecytisus ratisbonensis* and *Centaurea cyanus*, are species listed on the Red list of Vascular plants of the Czech Republic in C4 category (rarer taxons their abundances are declining). In one case the species *Filago minima* is listed in a C3 category (vulnerable species). The reason of their abundances decline could be seen in abandonment of old management practices, agricultural intensification and/or eutrophication, but also because of abandonment of unproductive land (Tropek & Konvička 2008).

The vegetation succession also influences soil development and vice versa. The analyses revealed that vegetation type has a significant influence on the development of litter and humus layer as well as on the soil chemical properties of the humus layer. Soil chemical properties of the humus layer have been significantly influenced also by the soil texture. The amount of nitrogen and carbon has been increasing during the succession together with the cation exchange capacity. On the other hand pH and sum of basic cations has been decreasing likewise humus quality approximated by C/N ratio.

---

## Conclusions

---

1. Quarrying has led to a vast transformation of landscape in the study area near Skuteč. There were 117 quarries delimited covering 59 ha in total. Dumps cover 46 ha. Quarrying has led to increase in forest cover and has created new sites that have become components of the local Territorial system of ecological stability.
2. Key factors affecting vegetation succession in granodiorite quarries are as follows: the number of years since abandonment, source of diaspores, degree of waterlogging, position of quarry in relief, and additional influence. Plant species composition is also directed by site type and the additional influence on site level. The rate of vegetation succession can be fast however patches of bare ground can last for more than 20 years.
3. In intensively managed landscape near Skuteč, quarrying sites represent places of remarkable biodiversity of vascular plants.
4. As vegetation succession proceeds, the soil development can be observed. The amount of nitrogen and carbon increases during succession as does the cation exchange capacity. On the other hand, pH and sum of basic cations decreases, followed by the humus quality approximated by C/N ratio.
5. The sparse herbaceous vegetation of initial soils and partly also dense herbaceous vegetation are the most valuable succession stages. These succession stages are colonized by early successional species. Decline of these species due to habitat lost

have been reported by many studies in the Czech landscape. It is also increasingly recognized that quarries can provide sites for these species and if their conservation would be the aim of restoration, vegetation succession towards woody vegetation should be prevented.

6. In the presented study a review of natural protected areas, that protects quarries and dumps or sites where mining led to conservation of current subject of protection, in the Czech Republic was done.

---

## Seznam použité literatury

## References

---

1. BRADSHAW, A. (2000): The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 51: 89-100.
2. CENIA, ČESKÁ INFORMAČNÍ AGENTURA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2007): Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2007. MŽP & ČSÚ. Praha, 640s.
3. CÍLEK, V. (1999): Revitalizace lomů. Principy a návrh metodiky. *Ochrana přírody*, 54(3): 73-76.
4. HÁJEK, V. (1931): Žulový průmysl na Skutečsku. Prometheus. Praha, 20 s.
5. CHUMAN, T. (2004): Sukcese vegetace v opuštěných kamenolomech a jejich začleňování do krajiny. Sborník příspěvků z mezinárodní konference Venkovská krajina. ZO ČSOP Veronica, Brno, s. 63-66.
6. CHUMAN, T. (2007): Těžební tvary v krajině jako objekty ochrany přírody. In: Grohmanová, L. (ed.): *Ekologie krajiny v ČR – těžba nerostných surovin a ochrana přírody*. Sborník ze 7. ročníku semináře věnovaného Ekologii krajiny v ČR, konaného 14.-15. září 2007 v horce nad Moravou, s. 84-93.
7. CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M. (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha, 304 s.
8. KUKAL, Z. (2006): Srovnání antropogenního a geogenního přemísťování hornin a zemin. In: Kender, J., Pošmourný, K., Kukul, Z. (Eds.), *Krajina v geologii – geologie v krajině [CD-ROM]*. Mžp ČR, s. 341-346.
9. NOVÁK, J., PRACH, K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science*, 6: 111-116.
10. PRACH, K. (1987): Succession of vegetation on dumps from strip coal mining N.W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 22(4): 339-354
11. PRACH, K., BARTHA, S., JOYCE, CH. B., PYŠEK, P., VAN DIGGELEN, R., WIEGLEB, G. (2001): The role of spontaneous succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science*, 4: 111-114.
12. PRACH, K. (2006): Ekologie obnovy jako mladý obor a uplatnění botaniky v něm. *Zprávy Čes. Bot. Společ. Praha*, 41, Mater. 21: 13-21.
13. ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K. (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science*, 17:583-590.
14. SÁDLO J. (1983): Vegetace vápencových lomů Českého krasu. 198 p. [Dipl. pr.; depon. in: Knihovna kat. bot. PŘF UK, Praha]
15. SÁDLO, J., TICHÝ, L. (2002): Sanace a rekultivace po lomové a důlní těžbě, ZO ČSOP Pozemkový spolek Hády, Brno, 36 s.
16. SWAAY, C.A.M. (2002): The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation*, 104: 315-318.
17. TICHÝ, L. (2006): Diverzita vápencových lomů a možnosti jejich rekultivace s využitím přirozené sukcese na příkladu Růženina lomu. *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 41, Mater. 21: 89-103.
18. TROPEK, R., KONVIČKA, M. (2008): Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky Les MTS. Czech Republic. *Land Degradation and Development*, 17(1):101-114.
19. WALKER, L.R., DEL MORAL, R. (2003): Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press. Cambridge, 442 s.
20. YOUNG, T.P. (2000): Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92:73-83.