

Jihočeská univerzita

Přírodovědecká fakulta

Katedra Biologie ekosystémů



Bakalářská práce

Mravenci antropogenních stanovišť

Vypracovala: Sandra Maciarzová
Školitel: Mgr. Pavel Pech, Ph.D.
Konzultant: RNDr. Robert Tropek

České Budějovice 2011

Maciarzová, S. (2011): Mravenci antropogenních stanovišť. [The ants of anthropogenic habitats. Bc Thesis, in Czech]. – 46 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech republic.

Annotation

The first part of this thesis is a review of post-mining sites and human-made deposits and their potential as a habitat surrogate for ants. The second part consists of my own survey of two (unreclaimed and reclaimed) ash-slag sedimentation basins and two seminatural control localities near České Budějovice. Achieved aim of my study was to evaluate the effect of postindustrial areas on the composition of ant fauna.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě – v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou - elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 29. dubna 2011

.....

Sandra Maciarzová

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala svému školiteli Pavlovi Pechovi za jeho odborné vedení, pomoc při práci v terénu i za cenné náměty a připomínky. Velké díky patří také konzultantovi Robertu Tropkovi, především za jeho čas i trpělivost, kterou této práci obětoval a za velkou pomoc při práci s textem. Za ochotu a pomoc při statistických analýzách děkuji Františku Sládečkovi. V neposlední řadě děkuji svým rodičům a přátelům za podporu po celou dobu mého studia a také panu Nezmarovi za odlehčení těžkých chvil.

Obsah

1. ÚVOD	- 1 -
1.1. CÍLE PRÁCE	- 2 -
2. ANTROPOGENNÍ STANOVIŠTĚ	- 3 -
2.1. VÝSYPKY	- 5 -
2.2. KAMENOLOMY	- 8 -
2.3. PÍSKOVNY A ŠTĚRKOPÍSKOVNY	- 10 -
2.4. ODKALIŠTĚ.....	- 11 -
3. MATERIÁL A METODIKA	- 13 -
3.1. ZKOUMANÉ LOKALITY	- 13 -
3.2. SBĚR A ZPRACOVÁNÍ MATERIÁLU	- 15 -
3.3. STATISTICKÉ ANALÝZY	- 16 -
4. VÝSLEDKY	- 17 -
4.1. MYRMEKOFAUNA SLEDOVANÉ OBLASTI.....	- 17 -
4.2. OHROŽENOST ZJIŠTĚNÝCH DRUHŮ.....	- 17 -
4.3. POROVNÁNÍ DRUHOVÉHO SLOŽENÍ ZKOUMANÝCH LOKALIT	- 18 -
4.4. EKOLOGIE ZJIŠTĚNÝCH DRUHŮ	- 21 -
5. DISKUZE A ZÁVĚR	- 25 -
6. REFERENCE	- 29 -

1. Úvod

Člověk už po tisíciletí svou činností narušuje či jinak ovlivňuje přírodní prostředí, ve kterém žije. Průmyslová revoluce vedla ke vzniku mnoha míst narušených těžbou a průmyslem, která se v poslední době znovu dostávají do popředí zájmu přírodovědců, zejména z ochrannářského hlediska. Na potenciál těchto území upozorňují např. Konvička a kol. (2005), Řehounek a kol. (2010), Tropek & Konvička (2008).

Na postindustriálních stanovištích byla doposud zkoumána celá řada organismů, z často studovaných skupin lze jmenovat rostliny (např. Wheeler & Cullen, 1997; Jochimsen, 2001; Gentili a kol., 2011), pavouky (např. Bell a kol., 1998; Tropek & Konvička, 2008; Řezáč, 2004) či motýly (např. Beneš a kol., 2003; Turner a kol., 2008). Naproti tomu existuje v české i zahraniční literatuře jen velmi málo studií zabývajících se mravenci antropogenních stanovišť (např. Holec & Frouz, 2005; Bisevac & Majer, 1999; Dekoninck a kol., 2010), přestože jsou významnými indikátory stavu prostředí (Andersen, 1997; Andersen & Sparling, 1997; Blinova, 2008; Dekoninck a kol., 2008). Indikátorem je míněn organismus či celé společenstvo, jejichž životní pochody úzce korelují s faktory prostředí (Noss, 1990). Vlastnosti ideálního bioindikátoru jsou širší rozšíření, snadný odchyt, užší habitatová specializace, nízká genetická a ekologická variabilita a dostatek ekologických informací (Andersen & Sparling, 1997). Mravenci se využívají např. při stanovení bohatosti půdní fauny (Touyama a kol., 2002), mikrobiální biomasy (Andersen & Sparling, 1997) i jako indikátory úspěchu obnovy míst narušených těžbou (Andersen a kol., 2003; Andersen & Majer, 2004).

Tato práce se věnuje antropogenním stanovištím a jejich významu pro myrmekofaunu. Vzhledem k širokému záběru vybraného tématu, které by bylo těžké zcela obsáhnout, jsem se v rešeršní části zaměřila na území významně narušená těžbou nerostných surovin, konkrétně na výsypky po těžbě uhlí, lomy, vytěžené pískovny a štěrkopískovny, a na průmyslové deponie, tj. odkaliště. Tato území jsem si vybrala proto, že ačkoli jsou velkoplošnou těžbou a průmyslovou činností mnohdy dlouhodobě poškozeny ekologické funkce krajiny, mohou v důsledku těžby vznikat i cenné nové biotopy, které mohou být obohacením krajiny a mohou sloužit jako refugia vzácných a ubývajících druhů. Ačkoli mravenci patří mezi časté kolonizátory těchto území, prací zabývajících se jejich druhovým složením je poměrně málo. V terénní části práce se zaměřuji na složení myrmekofauny struskopopílkových odkališť, která byla z ochrannářského hlediska dlouhou dobu přehlížena, proto chybí i podrobnější průzkumy druhového složení mravenců z těchto lokalit.

1.1. Cíle práce

V následujících bodech jsou shrnuty hlavní cíle bakalářské práce:

- provést literární rešerši významu antropogenních stanovišť pro mravence
- zhodnotit druhové složení myrmekofauny na dvou strusko-popílkových odkalištích v okolí Českých Budějovic
- zhodnotit, zda mají antropogenní stanoviště potenciál jako refugia vzácných a ohrožených druhů mravenců

2. Antropogenní stanoviště

Člověk začal soustavně a ve větším měřítku přeměňovat své prostředí již v mladší době kamenné (Hadač, 1982) a svou činností výrazně změnil rozsáhlá území i jednotlivé ekosystémy (Prach, 2009). V modernější historii nastal výrazný zlom ve využívání krajiny zejména v polovině 19. století, což mělo negativní efekt na populace mnoha živočichů, převážně těch z nelesních stanovišť. Člověk totiž do té doby svou činností (pastva, hospodářské praktiky) průběžně nahrazoval přirozené disturbance (např. oheň, tlak velkých býložravců, gradace „škůdců“ a patogenů), které dřívější krajinu formovaly a které z ní člověk více či méně odstranil (Konvička a kol., 2005). Následnou intenzifikací zemědělství a lesnictví však člověk narušil strukturu krajiny, zejména její jemnou mozaikovitost (Bastian & Bernhard, 1993). Tím došlo k zániku mnohých stanovišť, která jsou již v dnešní době minoritně zastoupené, přesto, že byly dříve poměrně běžné. Mezi taková stanoviště patří především plochy raně sukcesních stádií, na které je dnes vázána naprostá většina ohrožených terestrických organismů (Thomas & Morris, 1994), i stanoviště chudá na živiny, která z dnešní eutrofizované krajiny také velmi rychle mizí (Prach & Hobbs, 2008). Úbytek diverzity v Evropě souvisí tedy především s intenzifikací zemědělství a lesnictví, i když svou roli hrál i rozvoj průmyslu a s ním spojený růst měst a rozvoj těžby. Tyto procesy však působily především lokálně, kdežto přeměna krajiny zasáhla celé území (Konvička a kol., 2005).

Území narušené těžbou či průmyslové deponie mohou v dnešní krajině paradoxně poskytnout pestrá mozaiku biologicky cenných biotopů, které člověk z krajiny jejím intenzivním využíváním odstraňuje. Mezi takové biotopy patří zejména stanoviště chudá na živiny a závislá na pravidelných narušeních, např. skalní stepi, xerothermní trávníky a oligotrofní mokřady (Lundholm & Richardson, 2010; Konvička a kol., 2005; Tropek a kol., 2010b).

Postindustriální stanoviště jsou, především kvůli hluboko zakořeněným kulturním předsudkům, přesto veřejností vnímané spíše negativně, tak dochází k rozsáhlým technickým rekultivacím. Ty spočívají v zarovnání plochy těžkými stroji, odvodnění a zavezení lokality úrodným substrátem. Čeká se několik let, než se substrát usadí a poté jsou na území v případě lesnických rekultivací vysázeny dřeviny. Při zemědělské rekultivaci je území zavezeno orníci; posledním typem rekultivace je rekultivace hydrická, při níž je např. těžební jáma zaplavena vodou (Řehounek a kol., 2010). Nejen, že jsou tyto rekultivace finančně náročné (až 2

miliony Kč/hektar, celkově se vynaloží až několik set milionů korun ročně), ale zároveň ničí životní prostory vzácným druhům nelesních stanovišť. Rekultivací totiž dojde ke ztrátě bezlesých neproduktivních stanovišť, na které jsou tyto druhy vázány a bez kterých nejsou schopny přežít (Tropek a kol., 2010a; Hodačová a Prach, 2003; Kielhorn a kol., 1999). Zalesnění post-těžebních území sice zvyšuje množství akumulované energie v ekosystému, vede však k nežádoucímu snížení heterogenity prostředí, čímž klesá biodiverzita celého území (Tropek a kol. 2010b; Prach a Hobbs 2008; Pietrzykowski & Krzaklewski, 2007).

Problém nastává na územích, která jsou nějakým způsobem nebezpečná pro okolní prostředí, včetně strusko-popílkových odkališť. Ta se totiž velmi často nacházejí v relativní blízkosti lidských sídel a jemný popílek, který je zde ukládán, může být pro okolní obyvatele zdraví škodlivý (Aust a kol., 2002; Meij & Winkel, 2001; Smith a kol., 2006). Proto je na těchto územích rekultivace velmi často žádoucí, až nutná.

Ponecháme-li antropogenní stanoviště spontánní sukcesi, vzniknou na těchto územích většinou různorodé ekosystémy, místo uniformních porostů v případě technické rekultivace (Tropek a kol., 2010b; Prach a Hobbs, 2008). Již probíhající sukcesi můžeme v případě potřeby usměrňovat či blokovat, abychom udrželi biologickou pestrost a uchovali nejcennější stádia pro ohrožené druhy (Tropek a kol., 2010b). I z estetického hlediska je spontánní sukcese často výhodná, neboť stanoviště tak mohou nenásilně splynout se svým okolím, díky kolonizaci druhů z přilehlých lokalit (Tichý, 2004; Cílek, 2008).

2.1. Výsypky

S těžbou nerostných surovin je spojené odstranění nadložních vrstev a hlušiny, které jsou následně deponované na výsypkách (Holec, 2002). Můžeme se setkat s výsypkami vnějšími (situované mimo těžební prostory) i vnitřními (uvnitř těžebních prostorů) (Prach a kol., 2009). Výsypky po těžbě uhlí jsou v některých oblastech České republiky zásadním krajinným fenoménem (Holec & Frouz, 2005); na Mostecku a Sokolovsku se jedná o povrchovou těžbu, na Kladensku a Ostravsku o hlubinnou těžbu. Kromě těžby uhlí vznikly na našem území i výsypky po těžbě uranu (Příbramsko, Jáchymovsko) a jiných nerostných surovin (Prach, 2010). Výsypky jsou považovány za výjimečný biotop, neboť jejich plocha je tvořena mozaikou stanovišť, z nichž nejvýznamnější jsou, kromě oligotrofních mokřadů, stanoviště raně sukcesních stádií s minimální pokryvností vegetace. Tato stanoviště jsou následkem obhospodařování a celkové eutrofizace v dnešní krajině jen málo zastoupena, přičemž největší část ohrožených druhů je na ně přímo vázána (Brändle a kol., 2003; Thomas & Morris, 1994).

V okamžiku nasypání neobsahuje substrát výsypek skoro žádné diaspory rostlin, ani jiné organismy (Prach, 1987) a přesto, že proces sukcese začíná poměrně brzy po vzniku (Holec & Frouz, 2005), následný sukcesní vývoj trvá poměrně dlouhou dobu (Borgegard, 1990; Jochimsen, 2001). Díky abiotickým podmínkám na výsypkách a periodickým disturbancím v důsledku postupného sypání hlušiny, terénním úpravám i samovolné stabilizaci materiálu, neprobíhá zarůstání kompaktně, nýbrž se dlouhodobě uchovávají ostrůvky obnaženého substrátu (Prach & Hobbs, 2008). Rekultivací tak výsypky ztrácejí na své jedinečnosti (Hodačová & Prach, 2003; Hendrychová a kol., 2008).

I hmyz kolonizuje výsypky poměrně brzy po jejich vzniku, s postupující sukcesí se zvyšuje druhová bohatost, většina ochranně významných bezobratlých je však vázána na raně sukcesní stadia, která jsou považována za biologicky nejcennější (Thomas & Morris, 1994; Thompson & DeGraaf, 2001). Proto by bylo nejvýhodnější udržovat alespoň část výsypek v jejich mladších sukcesních stádiích s dosud nezapojenými porosty dřevin a s rozvolněnými trávníky (Tropek a kol., 2010b; Konvička a kol., 2005).

Pro hmyz a další živočichy bývají kromě stepních habitatů velmi cenné i mokřady, formující se ve sníženinách na vlastní výsypce i na jejím úpatí (jsou zde příznivé stanovištní podmínky dané dostatečnou vlhkostí a splavovanými živinami) (Prach a kol., 2009). Rovněž pro mokřady je prospěšné ponechání přirozené sukcesí, jak dokládá Hodačová & Prach

(2003) na výsypkách na severu Čech, nerekulitované mokřady zde měly pestřejší společenstva rostlin než mokřady rekulitované.

Druhovou bohatost myrmekofauny výsypek mohou ohrozit vysoké a konkurenčně silné trávy, které území zastíňují a tím zhoršují podmínky prostředí pro teplomilné druhy (Holec & Frouz, 2007; Retana & Cerdá, 2000). Mezi takové trávy patří především třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), jejíž negativní vliv na mravence je v současnosti dobře zdokumentován (Holec a kol., 2005; Holec & Šlahorová, 2005). Třtina přitom zarůstá především technicky rekulitované plochy (Hodačová & Prach 2003).

Mravencům osidlujícím výsypky se v České republice věnovali Holec & Frouz (2005) a Holec & Šlahorová (2005), kteří studovali mravence na výsypkách po těžbě hnědého uhlí v západních a severozápadních Čechách poblíž Sokolova a v okrajové severozápadní části Ústí nad Labem. Zjištěné druhy jsou souhrnuty v příloze 1. Na výsypkách byli nalezeni mravenci, kteří v přírodě běžně osidlují odlišné biotopy. Žijí zde druhy vyšších nadmořských výšek (*Manica rubida*, *Formica lemani*), i druhy nížinné, např. *Camponotus ligniperda*. Jak autoři sami uvádějí (Holec & Frouz, 2005) je přítomnost horských druhů na výsypkách poměrně překvapivá, jelikož tyto druhy v nejbližším okolí výsypek nebyly nalezeny. Jejich přítomnost je vysvětlována krátkou vzdáleností zkoumaných výsypek od horských oblastí, nicméně důležitou roli má i složení substrátu, silné disturbance a přítomnost otevřených ploch s řídkou vegetací.

Hojnými mravenci výsypek na Sokolovsku jsou *Lasius niger* a *Manica rubida*. *Lasius niger* je velmi častý druh osidlující většinu typů otevřených stanovišť kromě lesů a extrémně vlhkých lokalit. Faktory ovlivňující přítomnost druhu *Manica rubida* již byly zmíněny v předešlém odstavci. Překvapivé je nízké zastoupení druhů *Myrmica rubra* a *Lasius flavus*, kteří jsou běžně v okolní krajině velmi početní. Příčinou jsou pravděpodobně nějaká přírodní omezení, která těmto druhům mravenců brání v kolonizaci výsypek.

Biotop výsypek osidlují druhy suchomilné - *Manica rubida*, *Myrmica schencki* a *Myrmica rugulosa*. Žádný z těchto druhů není vzácný, pouze posledně jmenovaný druh není ve volné přírodě příliš běžný. Kromě těchto druhů obývají biotop výsypek druhy středně vlhkých stanovišť (např. *Lasius fuliginosus*) i druhy vlhkomilné (*Myrmica gallienii*, *Myrmica ruginodis*, *Lasius platythorax*). Tyto druhy zde mohou přežít díky existenci trvalých mokřadů.

Významný nález na výsypkách učinil Pech (2008), který na Mostecké výsypce objevil druh *Formica clara*. Jedná se o velmi vzácný druh mravence, který byl v České republice zatím jinak nalezen pouze na Pálavě, kde obývá suché stepní trávníky.

Při posuzování ohrožení nalezených druhů jsem vycházela především z publikace Seiferta (2007). Tato publikace se totiž podrobně zabývá myrmekofaunou střední a severní Evropy a je nejnovějším přehledem ohrožených druhů. Jelikož se Seifert věnuje pouze ohrožení v Německu, při posuzování jsem vzala v potaz i Červený seznam ohrožených druhů České republiky pro bezobratlé (Bezděčka, 2005), který však v současnosti neposkytuje příliš věrohodná data (Pech, osobní sdělení). Na výsypkách byly nalezeny druhy téměř ohrožené (*Manica rubida*, *Myrmica rugulosa*, *Myrmica scabrinodis*, *Myrmica sabuleti*, *Formica pratensis*) i ohrožené (*Myrmica gallienii*, *Myrmica schencki*). Bezděčka (2005) žádný z nalezených druhů v Červeném seznamu neuvádí.

Jak je vidět z relativně velmi širokého spektra stanovištních nároků zjištěných druhů mravenců, na výsypkách se vyvíjí jemná mozaika různorodých stanovišť, což je pravděpodobně důležitý faktor pro druhové bohatství myrmekofauny výsypek. Holec a Frouz (2005) se domnívají, že složení myrmekofauny výsypek ovlivňují i jiné faktory - složení substrátu a stádium sukcese. Jelikož se chemické vlastnosti substrátu nemění během 15-20 let sukcese, ani nebylo prokázáno žádné významné zvýšení obsahu živin (Prach, 1987), bude hrát tento faktor roli spíše při kolonizaci, následné přežití či vymizení druhů ovlivňuje spíše stádium sukcese, neboť na výsypkách převažují druhy otevřených lokalit, které s postupným zarůstáním území mohou vymizet.

2.2. Kamenolomy

Na území České republiky najdeme velké množství kamenolomů různé velikosti, které jsou výsledkem průmyslové i neprůmyslové těžby (Prach a kol., 2009). Průmyslová těžba vedla ke vzniku etážových velkolomů, malé členité lomy jsou výsledkem těžby ruční (popřípadě s pomocí malé mechanizace) a v naší krajině převažují (Tropek a kol., 2010a).

Opuštěné lomy představují dynamické prostředí a sukcese začíná ihned po vytvoření (Novák & Prach, 2003). Podobně jako na výsypkách, i v lomech trvá sukcesní vývoj dlouhou dobu, což je zapříčiněno extrémními mikroklimatickými a půdními poměry skalních stěn, etáží i zamokřených prohlubní (Tichý, 2004). Prvními kolonizátory lomů jsou pionýrské druhy, které jsou schopné tolerovat extrémní podmínky, tyto druhy jsou v průběhu nahrazeny vegetací otevřených stanovišť, v konečné fázi sukcese, ke které dojde vlivem stanovištních podmínek účinně blokujících sukcesí na řadě ploch v řádu stovek až tisíc let, převažují druhy typické pro les (Prach & Hobbs, 2008). Ačkoli celkový počet druhů může s postupující sukcesí stoupat, hodnotné plochy se nacházejí v raných sukcesních stádiích, která osidluje relativně nejvzácnější společenstva. S postupující sukcesí ochranný význam stanovišť obvykle klesá (Dekoninck a kol., 2010).

V celé řadě vědeckých prací se potvrzuje, že kamenolomy mohou být významnými centry biodiverzity (Bradshaw a kol., 1982; Jefferson, 1984; Novák & Prach, 2003). Opuštěné vápencové lomy jsou vhodnými lokalitami pro mnoho původních, vzácných a ohrožených druhů rostlin (Thompson & Green, 2010) i živočichů (Beneš a kol., 2003). Například v lomech Českého krasu bylo zjištěno mnoho desítek ohrožených druhů bezobratlých, včetně kriticky ohrožených druhů (Tropek a kol., 2010a). Jedním z nejzajímavějších z nich je zřejmě kříš *Platymetopius guttatus*, který je jinak v celé ČR považován za vyhynulého (Malenovský & Tropek, 2010). I v kamenolomech ve vyšších nadmořských výškách s chladnějším podnebím a kyselejší substrátem se mohou formovat biotopy cenné pro živočichy, tuto teorii potvrzují Tropek & Konvička (2008), kteří se zabývali kolonizací lomů v Blanském lese ohroženými druhy pavouků. Lomy mají obvykle specifickou faunu vázanou původně na skalní stepi a výchozy, žije zde řada xerotermofilních druhů obývajících nízkostébelné řídké trávníky (Tränkner & Nuss, 2005; Šindlar a kol., 2003). Pro ochranný význam cenných druhů organismů je významná pestrá mozaikovitost stanovišť, přítomnost suťových svahů, skalních výchozů, suchých trávníků i oligotrofních vodních ploch (Řehounek a kol., 2010).

V České republice provedl výzkum myrmekofauny Pech (2009), který studoval druhové složení mravenců v Přírodní Památce Nerestský lom, výsledky tohoto průzkumu jsou uvedeny v příloze 1.

Na celém území dominovaly druhy otevřených, suchých lokalit a skal (*Myrmica rugulosa*, *Tetramorium* sp., *Temnothorax tuberum*, *Temnothorax nigriceps*, *Lasius emarginatus*, *Lasius psammophilus*), méně početné byly druhy chladnějších a vlhčích lokalit (*Myrmica scabrinodis*, *Myrmica lobicornis*, *Lasius platythorax*), nalezeny byly i druhy stromové (*Dolichoderus quadripunctatus*, *Lasius brunneus*) (Pech, 2009). Rozmanité druhové složení dokazuje, že zkoumaný lom poskytoval jemnou mozaiku stanovišť, na kterých našlo útočiště mnoho mravenců z odlišného prostředí, nejvíce byl obýván druhy preferujícími otevřená stanoviště.

Pro posuzování ohroženosti nalezených druhů jsem z již zmíněných důvodů opět vycházela především z publikace Seiferta (2007), méně z Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky pro bezobratlé (Bezděčka, 2005). Na území byl nalezen jeden silně ohrožený druh (*Temnothorax tuberum*), šest druhů ohrožených (*Dolichoderus quadripunctatus*, *Myrmica lobicornis*, *Myrmica schencki*, *Ponera coarctata*, *Temnothorax nigriceps*, *Temnothorax parvulus*) a pět druhů téměř ohrožených (*Myrmica rugulosa*, *Myrmica sabuleti*, *Myrmica scabrinodis*, *Temnothorax unifasciatus*, *Lasius psammophilus*). Bezděčka (2005) uvádí poslední jmenovaný druh jako ohrožený, ostatní zjištěné druhy do Červeného seznamu nezahrnuje.

Tento průzkum ukazuje, že kamenolomy mohou být cennými refugii pro ohrožené druhy mravenců a podobně, jako je tomu u ostatních živočichů, ochránářsky nejzajímavější dosud zjištěné druhy jsou typické pro otevřená stanoviště (Pech, 2009).

2.3. Pískovny a štěrkopískovny

Přirozené písčiny jsou v dnešní době z větší části zalesněny či jinak znehodnoceny (zejména v Polabí a na Moravě) (Konvička a kol., 2005). Pokud se však pískovny a štěrkopískovny ponechají přirozené sukcesi, může se na nich vytvořit mozaika různých stanovišť (hluboké vodní nádrže, mělké tůně, písčiny, rozvolněné trávníky) (Řehouňková a kol., 2006; Prach a kol., 2009).

Probíhající sukcese je velmi závislá na okolní vegetaci a hladině podzemní vody (Řehouňková a kol., 2010); zpočátku brání uchycení pionýrských rostlin především nestabilní substrát, postupným zarůstáním se však stabilizuje, což vede ke změnám v druhovém složení společenstev rostlin a následně i ke změnám celého prostředí (Kumler, 1969). Největší nebezpečí (jak pro rekultivované, tak i nerekulivované plochy) představují invazivní druhy rostlin, které mnohdy s postupující sukcesí mohou vymizet, některé však na pískovných zůstanou a mohou zde zcela převládnout (např. akát) (Řehouňková a kol., 2010). Proto je žádoucí udržovat na pískovných vhodné managementové zásahy, které udrží mozaikovitost prostředí.

I z pískoven a štěrkopískoven, podobně jako z jiných postindustriálních stanovišť, je známo mnoho druhů ohrožených živočichů a rostlin, nacházejí se zde i druhy vzácné, často vázané na výjimečná stanoviště (Sádlo, 2000). Mezi takové druhy patří především blanokřídílí, pro něž jsou pískovny mnohdy jediným náhradním biotopem (Řehouňková a kol., 2010; Heneberg, 2010). Blanokřídílími na pískovných (ale ne mravenci) se zabývali např. Dvořák & Bogush (2008), kteří na lokalitě Pamferova Huť našli velmi vzácné a málo sbírané horské a podhorské druhy. Pískovny jsou sekundárními stanovišti i pro jiné skupiny živočichů – např. stěny pískoven jsou klíčové pro osud populace břehulí říčních (*Riparia riparia*) v ČR (Heneberg, 2010), jsou důležité i pro výskyt kriticky ohrožené ropuchy krátkonohé (*Epidalea calamita*) (Mikátová & Vlašín, 2002).

O mravencích osidlujících biotop pískoven v České republice se doposud příliš mnoho neví, na těchto lokalitách bylo nalezeno jen velmi malé množství nejběžnějších druhů (Pech, osobní sdělení). V zahraničí byli provedeny studie zkoumající vliv sukcese na druhovou bohatost mravenců pískoven, což vedlo ke zjištění, že počet druhů pozitivně koreluje s druhovou bohatostí rostlin (Pereira a kol., 2007), i na rekultivovaných plochách se počet druhů časem zvyšuje (Bisevac & Majer, 1999). V jaké fázi se však vyskytují významné druhy

mravenců, se již autoři nezmiňují v příloženém seznamu zjištěných druhů mravenců, se žádný ohrožený druh nevyskytoval.

2.4. Odkaliště

Odkaliště slouží k uložení buď strusko-popílkového materiálu vznikajícího spalováním uhlí v elektrárnách, nebo rudného koncentráту, který vzniká jako vedlejší produkt při zpracování rudy (Kovář a kol., 2009). Oba typy odkališť se od sebe vzájemně liší - strusko-popílková odkaliště jsou často tvořena poměrně homogenní plochou (Borgegard, 1990), heterogenita stanovišť na rudních odkalištích je větší, mají však nižší pH a jejich substrát je obvykle toxičtější (Kovář a kol., 2009). Z tohoto důvodu je růst vyšších rostlin na rudních odkalištích redukován (vyskytují se tu zejména slanomilné druhy), což vede k větší diverzitě lišejníků a mechorostů (Palice a Soldán, 2004; Rauch a kol., 2010).

Na rozdíl od lomů, pískoven nebo výsypek obsahují odkaliště po ukončení provozu nepůvodní substrát, obohacený o řadu prvků a látek, které zapříčiňují různý stupeň toxicity (zejm. arsen, bor a sodík) (Theis & Gardner, 1991; Kovář, 2004). Materiál odkaliště má i mimořádně vysoký obsah manganu, zinku a také zvýšený obsah železa a hliníku ve formě oxidů, které mohou mít nepříznivý vliv především na dostupnost fosforu (Jarešová, 2001). Tento limitující faktor má obvykle za následek nižší druhovou bohatost vyšších rostlin na odkalištích, jen několik z mála druhů rostlin schopných proniknout na toto území je schopno tolerovat fyzikální a chemické vlastnosti substrátu a přežít (Vaňková & Kovář, 2004; Požárová, 2004; Kovář & Herben, 2004). Proto je pro odkaliště charakteristický pomalý průběh sukcese (Rauch a kol., 2010, Jiráčková & Dostál, 2004).

Odkaliště ponechaná přirozené sukcesi mohou být cennými stanovišti pro mnoho druhů extrémních stanovišť s nízkým vegetačním krytem, které z krajiny rychle mizí (Lundholm a Richardson, 2010). Mezi živočichy obývající raně sukcesní stádia odkaliště patří pavouci, kterým poskytují náhradní stanoviště k jejich původnímu prostředí (zejm. písčné přesypy a stepi) (Řezáč, 2004) a především hmyz – ať už vodní nebo ten, který využije příznivých vlastností substrátu (Kovář a kol., 2009). Mezi takové druhy patří například řada blanokřídlých, z nichž velké množství vykazuje vazbu na písčité substrát. Mravenci si na odkalištích staví svá hnízda pod povrchem (Jarešová a Kovář, 2004), čímž se chrání před extrémními podmínkami, které probíhají na povrchu substrátu - výkyvy teplot během dne i během roku (Holec & Frouz, 2007).

Studie Jarešové (2001) i Jarešové & Kováře (2004) potvrzuje na rudním odkališti výskyt ohroženého druhu (*Myrmica schencki*), tento druh je typický pro xerothermofilní lokality s chudou vegetací, což poukazuje na význam těchto ploch pro mravence. Téměř všechny nalezené druhy (*Tetramorium caespitum*, *Myrmica schencki*, *Myrmica scabrinodis*, *Formica rufibarbis*, *Formica cunicularia*, *Formica sanguinea*) preferovaly otevřené prosluněné lokality s nízkým vegetačním pokryvem. Na odkališti se vyskytovaly i píscomilné druhy mravenců (*Tetramorium caespitum*, *Formica cunicularia*).

Mravenci osidlujícími odkaliště se budu věnovat ve své terénní části bakalářské práce.

3. Materiál a metodika

V letech 2009-2010 bylo studováno složení myrmekofauny na dvou odkalištích teplárenských popílků poblíž Českých Budějovic a na dvou kontrolních přírodních lokalitách.

3.1. Zkoumané lokality

Teplárenské odkaliště Hodějovice

Odkaliště se nachází na jižním okraji Českých Budějovic mezi Novými Hodějovicemi, Srubcem a Starými Hodějovicemi (48°57'21.02''N, 14°31'1.35''E).

Od devadesátých let je zde ukládán popílek z teplárny v Českých Budějovicích a výtopny v Novém Vrátu (Rauch a kol., 2010). Uprostřed odkaliště se nachází umělá odkalovací nádrž, která je obklopená naplaveným popílkem. V současné době na tomto území probíhá rekultivace, která započala minulý rok zastavením ukládání popílku, navážením zeminy a demontáží potrubního propojení s teplárnou. Rekultivace má probíhat do roku 2017, původní plán zahrnoval odtěžení nejvyšší hráze, následně zavezení celého území zeminou, osetí travní směsí, osázení dřevinami a revitalizaci Hodějovického potoka, který protéká pod povrchem odkaliště. Díky iniciativě sdružení Calla a místních entomologů budou zachovány nejcennější plochy lokality a bude zvýšen i podíl spontánní sukcese na odkališti (Halada, 2010).

Odkaliště je od okolního prostředí odděleno hrází s hlinitopísčítým povrchem, který zarůstá vegetací. Mezi svahem a naplaveným popílkem se nachází pěšina, která obklopuje celé odkaliště, dále betonové kvádry a teplárenské potrubí, ze kterého na odkaliště přitéká voda s popílkem, která nepravidelně zatopuje nejbližší okolí. Popílek spontánně zarůstá, na většině plochy dominují porosty rákosu obecného (*Phragmites australis*) a třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), které jsou pravidelně v intervalu tří let koseny. Na ploše se rostou i dřeviny.

Odkaliště je známé jako místo výskytu zvláště chráněného svižníka písčinného (*Cicindela arenaria viennensis*) (Kletečka a kol., 2006) a je první jihočeskou lokalitou druhu *Monacha cartusiana* (Gastropoda: Hygromiidae) (Pech a Pechová, 2009). Halada (2010) provedl na odkališti průzkum zlatěnek (Hymenoptera: Chrysididae) a našel zde téměř 40% všech druhů známých z České republiky, z toho 16 druhů z Červeného seznamu (Straka,

2005), včetně kriticky ohrožených, dva druhy jsou dokonce považované za vymizelé na území ČR (*Chrysis graelsii sybarita* a *Chrysis iris*). Kromě bezobratlých osidlují toto odkaliště i obojživelníci a ptáci, z nichž někteří se tu vyskytují celoročně (včetně hnízdících druhů ptáků), jiní zde zimují nebo jim odkaliště slouží jako tahová zastávka (Rauch a kol., 2010).

Kontrolní lokalita Hodějovice

Jako kontrolní lokalita pro Teplárenské odkaliště Hodějovice byla vybrána louka nacházející se v blízkosti Sportovní centra mládeže Složiště (48°57'42.13''N, 14°30'18.87''E).

Na okraji louky se nachází menší vodní plocha – tůň s kolísající hladinou vody, jež příležitostně zatopuje i nejbližší okolí. Terén lokality je rovný. Většinu plochy na lokalitě zaujímají nízkostébelné pravidelně kosené trávníky, po okrajích se táhnou vysoké nekosené porosty trávy, na kterých se vyskytují solitérní stromy, jež se postupně zapojují.

Odkaliště Složiště

Odkaliště se nachází na jižním okraji Českých Budějovic, mezi městskými částmi Mladé a Pohůrka (48°57'41.69'' N, 14°29'58.48''E).

V minulosti sloužil současný areál Sportovního centra mládeže Složiště jako úložiště popílku, po změně politického režimu byla tato oblast z poloviny odprodána SK Dynamu České Budějovice a posléze bylo kompletně technicky rekultivováno. Na převážné části nyní najdeme 4 travnatá hřiště (jedno s krytou tribunou), přetlakovou halu a menší kabiny.

Výzkum probíhal na nezastavěné části odkaliště, která byla zrekultivována navezením zeminy a vysazením dřevinami, v současnosti už podléhá pokročilému stadiu sukcese. Území vytváří jemnou mozaiku biotopů, na většině plochy převažuje smíšený les (na jedné lokalitě dokonce s volným popílkem), smíšený les s navezenou zeminou je poměrně rozvolněný, takže je bohatě zastoupeno bylinné patro, které dosahuje výšky až 1 metru; smíšeným lesem s popílkem naopak neprostupuje dostatečné množství světla, a tak je bylinné patro redukováno na pár stínomilných druhů rostlin. Dále se na území nachází borovicový les, v jehož bylinném patře dominuje netýkavka, která prakticky vytlačila ostatní druhy rostlin. Na území se nacházejí v menší míře i luční porosty tvořené vysokými porosty trav.

Kontrolní lokalita Složiště

Lokalita byla na základě struktury biotopů vybrána jako kontrolní lokalita pro odkaliště Složiště. Pasti byly položeny v lužním lese, který se táhne podél potoka Soudný, poblíž města Zliv (49°4'12.2. ''N, 14°21'13.49''E).

Jedná se o silně podmáčený les, který je pravděpodobně částečně cyklicky zaplavován, což vyhovuje vlhkomilným rostlinám i živočichům. Ve stromovém patře převládají listnaté druhy stromů, zejména olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a dub letní (*Quercus robur*). Blíže k potoku pak převládají spíše porosty vrby jívy (*Salix caprea*). Bylinné patro je ovlivěné nedostatkem světla, v podrostu převládají spíše stínomilné druhy rostlin, např. netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) a kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*).

3.2. Sběr a zpracování materiálu

Ke sběru materiálu byly použity standardní zemní pasti (rozpůlené PET-lahve zanořené po okraj do substrátu se 4% roztokem formalinu).

V roce 2009 byly pasti exponovány od konce července do poloviny září, v této době byly provedeny dva výběry v třítydenních intervalech (19.8.2009 a 9.9.2009), na Teplárenském odkališti Hodějovice bylo položeno celkem 12 pastí a na Kontrolní lokalitě Hodějovice 6 pastí.

V roce 2010 byly pasti položeny od začátku července do poloviny září a byly provedeny tři výběry v třítydenních intervalech (23.7.2010, 16.8.2010 a 10.9.2010). Sběr materiálu probíhal na Odkališti Složiště a na Kontrolní lokalitě Složiště. Na odkališti i na jeho srovnávací lokalitě bylo shodně položeno po devíti pastech.

Umístěním pastí jsem se vždy snažila pokrýt veškeré biotopy na daných lokalitách. Na odkališti Hodějovice byly 3 pasti položeny do vysokých porostů třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), 5 pastí do nízkých porostů třtiny, 2 pasti na obnažený popílek s roztroušenou vegetací a 2 pasti na místě s půdním podkladem. Na kontrolní lokalitě Hodějovice byly 2 pasti zakopány blízko vodní plochy, v nízkém porostu lipnice luční (*Poa pratensis*), zbylé pasti jsme umístili do nedalekých vysokých porostů trav. Na odkališti Složiště byla 1 past zakopána ve smíšeném lese, kde dosud vystupoval na povrch popílek, 4 pasti ve smíšeném lese zavezeném zeminou, 1 past v lese borovém, 1 past v lučním porostu a

2 pasti v lese listnatém. Kontrolní lokalita Složiště byla tvořena pouze listnatým lesem, ve kterém byly zakopány všechny pasti, 2 z nich byly umístěny u břehu potoka.

Mapy s vyznačenými lokalitami, na kterých probíhal výzkum jsou umístěny v příloze 2.

3.3. Statistické analýzy

Druhového složení mravenců mezi jednotlivými lokalitami a mezi oběma odkališti nebylo kvůli přílišnému narušení vstupních předpokladů (nepravidelné rozložení dat, nevyrovnaný design) srovnáváno jednorozměrnými analýzami. Data tak byla zpracována výhradně mnohorozměrnými ordinačními analýzami v programu Canoco 4.0 (Ter Braak & Šmilauer, 2002). Na základě charakteru gradientů v datech získaných detrendovanou korespondenční analýzou (DCA) byla data testována kanonickou korespondenční analýzou (CCA), což je přímá gradientová analýza vhodná pro data s unimodálním odpovědí druhů podél gradientů (Lepš & Šmilauer, 2000).

Jako druhová data byly použity přítomnosti a nepřítomnosti druhů na lokalitě. Prezenční data jednak odfiltrují silný vliv blízkosti hnízda k zemi na zachycenou abundanci mravenců. Jednak, díky vztahování k celé lokalitě a dobrému pokrytí všech přítomných typů stanovišť, umožňují odfiltrování různého počtu pastí mezi jednotlivými lokalitami. Data jsou proto pro srovnání mnohorozměrnými analýzami vhodná. Pro otestování průkaznosti vlivu jednotlivých lokalit byl použit Monte Carlo permutační test (999 permutací, reduced model) s volným nastavením permutací.

Srovnávána byla jednak společenstva všech lokalit, jednak rozdíly mezi společenstvy mravenců rekultivovaného odkaliště Složiště a nerektivovaného odkaliště Hodějovice.

4. Výsledky

4.1. Myrmekofauna sledované oblasti

Celkem bylo ve sledovaném období chyceno 472 mravenců, náležejících ke 12 druhům. Přehled zjištěných druhů na lokalitách je uveden v Tab.1, ekologie jednotlivých druhů je podrobně popsána v kapitole 4.4. Ve sledovaných oblastech převažují epigeické druhy, což úzce souvisí s metodou sběru dat.

Tab. 1.: Přehled nalezených druhů na sledovaných lokalitách.

DRUH	ZKRATKY V CCA	ODKAL. HODĚJ.	KONT. LOK. HOD.	ODKAL. SLOŽIŠTĚ	KONT. LOK. SLOŽ.
<i>Formica cf. cunicularia</i>	Fcuni	+	-	-	-
<i>Lasius fuliginosus</i>	Lfuligi	+	-	-	-
<i>Lasius niger</i>	Lniger	+	-	-	-
<i>Lasius platythorax</i>	Lplat	-	-	-	+
<i>Lasius sp.</i>	Lasius	-	-	+	-
<i>Leptothorax acervorum</i>	Leacer	-	-	+	-
<i>Leptothorax gredleri</i>	Legredl	-	-	-	+
<i>Myrmica gallienii</i>	Mgalli	+	+	-	-
<i>Myrmica rubra</i>	Mrubra	-	+	+	+
<i>Myrmica ruginodis</i>	Mrugin	-	+	+	+
<i>Myrmica rugulosa</i>	Mrugul	+	-	-	-
<i>Myrmica scabrinodis</i>	Mscabrin	-	+	+	-

4.2. Ohroženost zjištěných druhů

Podobně jako v rešeršní části jsem při posuzování ohrožení nalezených druhů vycházela především z publikace Seiferta (2007), ve které je druh *Myrmica gallienii* zařazený jako ohrožený a druhy *Myrmica rugulosa*, *Myrmica scabrinodis* a *Leptothorax gredleri* uvedené jako téměř ohrožené. Bezděčka (2005) žádný z nalezených druhů nezahrnuje do Červeného seznamu.

4.3. Porovnání druhového složení zkoumaných lokalit

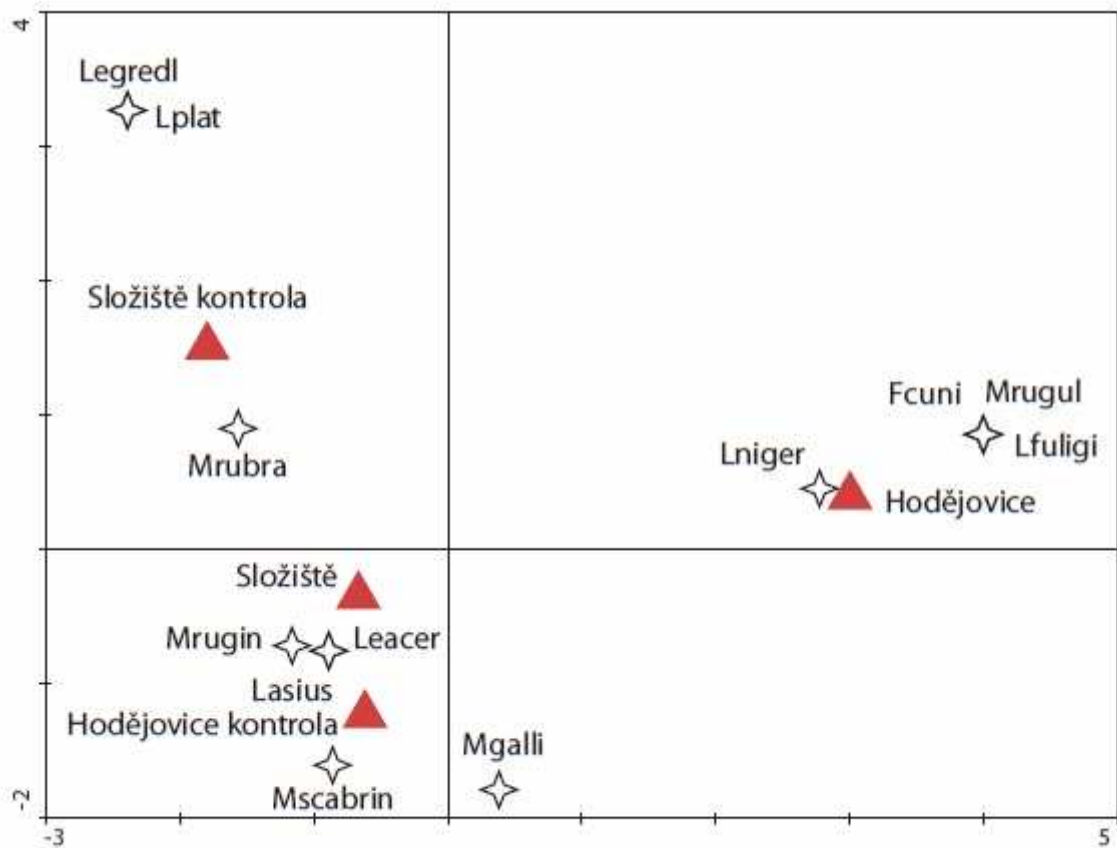
Analýza CCA ukázala na průkazný rozdíl ve složení společenstev mravenců jednotlivých studovaných lokalit ($F= 2,899$, $p = 0,001$, všechny kanonické osy vysvětlují 29 % zjištěné variability) (Obr. 1.).

Společenstva mravenců na nerektivovaném odkališti se výrazně liší od společenstev na kontrolních lokalitách i na rektivovaném odkališti, které se kontrolním lokalitám podobá mnohem více. Afinitu k nerektivovanému odkališti vykazovaly druhy otevřených lokalit (*F. cunicularia*, *L. niger*, *M. rugulosa*). K rektivovanému odkališti tíhly především druhy vlhkomilné, ať už preferující otevřená stanoviště (*M. rubra*), či stanoviště zastíněná (*M. ruginodis*, *L. acervorum*). I na kontrolních přírodních lokalitách dominovaly vlhkomilné druhy (*M. scabrinodis*, *M. gallienii*, *M. rubra*, *L. gredleri*, *L. platythorax*).

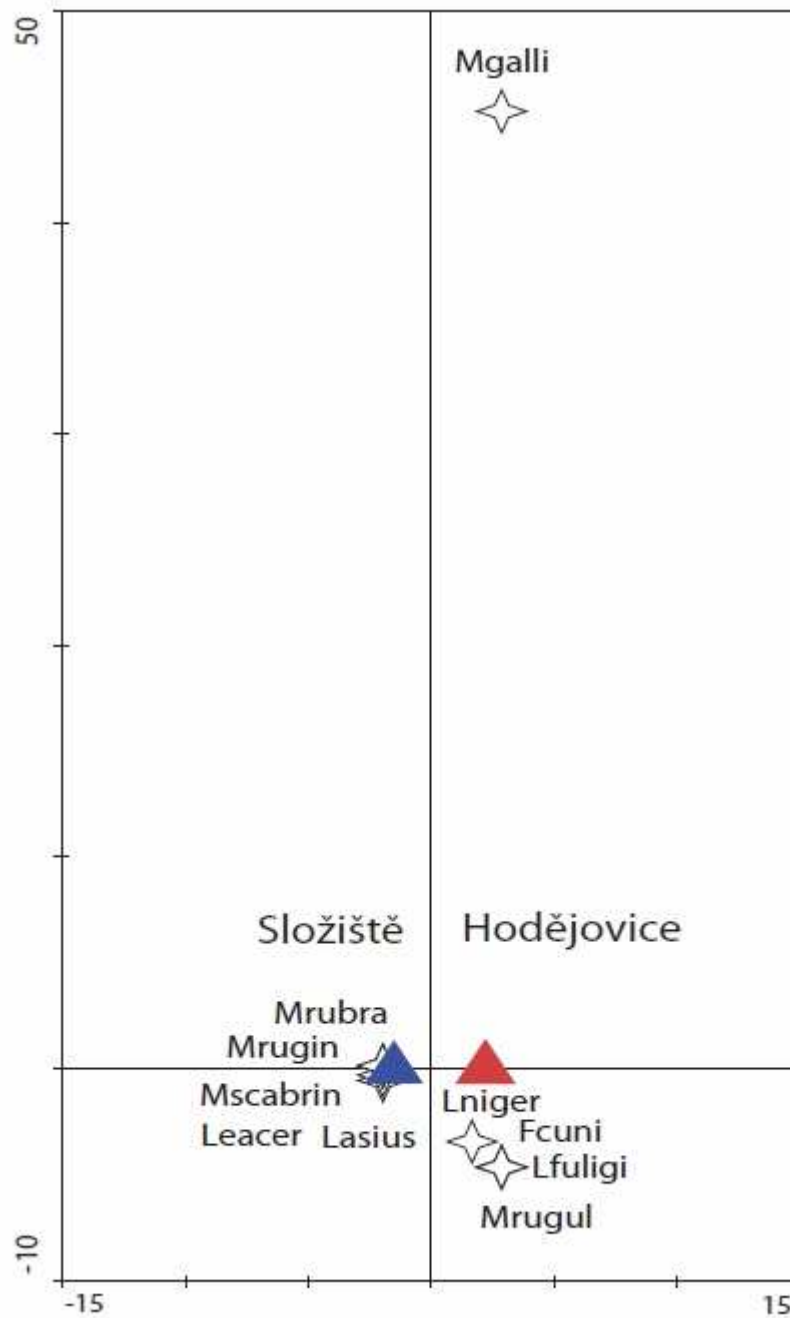
Průkazný rozdíl v druhovém složení byl nalezen i mezi oběma odkališti ($F = 2,855$, $p = 0,001$, všechny kanonické osy vysvětlují 20,6 % variability) (Obr. 2.)

Z analýzy je patrné, že rektivované a nerektivované odkaliště osidlují odlišná společenstva mravenců. Zatímco nerektivované odkaliště Hodějovice osidlovaly druhy suchých (*M. rugulosa*, *L. niger*, *F. cunicularia*) i vlhkých (*M. gallienii*) lokalit, většina těchto druhů je typická spíše pro otevřené biotopy. Nalezeny byly i druhy, které se v přírodě občas vyskytnou na písčitých biotopech (*F. cunicularia*, *L. fuliginosus*). Rektivované odkaliště Složiště osidlovaly především druhy vlhkých, zastíněných lokalit (*M. ruginodis*, *L. acervorum*), ale i zde žily druhy lokalit otevřených (*M. rubra*, *M. scabrinodis*).

Ze zkoumaných lokalit byly odkaliště Hodějovice a jeho kontrolní lokalita jedinými místy, kde byl nalezen ohrožený druh, *M. gallienii*. Hodějovické odkaliště také jako jediná lokalita hostí jeden druh téměř ohrožený (*M. rugulosa*). Oproti tomu na odkališti Složiště byl nalezen téměř ohrožený mravenec drsný (*M. scabrinodis*).



Obr. 1. CCA ordinační diagram distribuce myrmekofauny na jednotlivých lokalitách ($F = 2,899$, $p = 0,001$). Ordinační diagram byl stvořen na bázi rozdílu mezi vzorky (intersample distance) s Hillovým škálováním (Hill's scaling). Zkratky pro jednotlivé druhy jsou uvedeny v Tabulce 1.



Obr. 2. CCA ordinační diagram distribuce myrmekofauny na jednotlivých odkalištích ($F = 2,855$, $p = 0,001$). Ordinační diagram byl stvořen na bázi rozdílu mezi vzorky (intersample distance) s Hillovým škálováním (Hill's scaling). Znakty pro jednotlivé druhy jsou uvedeny v Tabulce 1.

4.4. Ekologie zjištěných druhů

V kapitole je popsáno rozšíření a ekologické nároky jednotlivých druhů zjištěných na zkoumaných lokalitách. Druhy jsou seřazeny dle systému publikovaného Czechowskim a kol. (2002).

podčeleď Myrmicinae – rod *Myrmica*

Myrmica rubra (Linnaeus, 1758) – mravenec žahavý

Areál rozšíření tohoto druhu pokrývá skoro celou Evropu, v České republice velmi hojný druh. Je velmi tolerantním druhem, což mu umožňuje osidlovat rozmanité biotopy. Vyskytuje se spíše v nížinách, typickým stanovištěm jsou louky, od středně vlhkých až po velmi podmáčené. Často osidluje antropogenní stanoviště, jako jsou zahrady, parky, polní kultury. Vyhýbá se vysoce xerotermofilním lokalitám, vzácný je i v lesích, kde je spíše nahrazován druhem *Myrmica ruginodis*. Hnízdo staví v zemi, pod kameny, v trsech trávy, tlejícím dřevě či pod kůrou, často je obklopené malou nadzemní kupkou z rozkousaného rostlinného materiálu.

(Seifert, 1988; Seifert, 1996; Macek a kol., 2010; Czechowski a kol., 2002).

Myrmica ruginodis (Nylander, 1846) – mravenec rezavý

Rozšířený v západní, střední, severní i východní Evropě, na Sibiři, na východ až do Japonska, v České republice velmi hojný druh. Dominuje ve větších listnatých a jehličnatých lesích. Upřednostňuje vlhčí, chladnější, ale i zastíněnější lokality než *M. rubra*, z evropských mravenců rodu *Myrmica* je nejméně termofilní druhem. Nevyskytuje se na suchých místech vystavených slunci.

(Seifert, 1996; Macek a kol., 2010).

Myrmica rugulosa (Nylander, 1846)

Druh se vyskytuje v západní, střední a východní Evropě, severní hranice rozšíření je na jihu Švédska a Finska, jižní hranice na severu Itálie. Osidluje Pyreneje, Balkán, Kavkaz, jižní část západní Sibiře, západní Kazachstán a Altaj. Termofilní druh obývající suché a otevřené lokality s chudou vegetací. V horách, suchých svazích, synantropní, nejhojnější druh

městských trávníků. Hnízdí v zemi, vchody do hnízda jsou často obklopeny kruhovými písčitymi násypy.

(Seifert, 1996; Czechowski a kol., 2002).

Myrmica gallienii (Bondroit, 1920)

Druh je široce rozšířen ve střední a východní Evropě a na Sibiři, na severu proniká do Švédska a Finska, na jihu do Bulharska. Na území ČR patří k méně sbíraným druhům, Holec (2002) jej sbíral na rekultivované Velké podkrušnohorské výsypce v iniciálním stádiu sukcese, jedno hnízdo bylo nalezeno i na bezlesém vrcholu výsypky. Typickou lokalitou pro tento druh jsou louky a močály, tolerantní vůči lokalitám obsahujícím množství soli, běžně se objevuje na periodicky zaplavovaných místech i na písčných dunách. Svá hnízda před zaplavením chrání buď celkovým uzavřením, nebo je přestěhují na stonky vysokých trav. Na vlhkých lokalitách staví mělká kupovitá hnízda, v písčných dunách jsou jejich hnízda umístěna hluboko pod povrchem.

(Czechowski a kol., 2002; Seifert, 1996).

Myrmica scabrinodis (Nylander, 1846) – mravenec drsný

Eurosibiřský druh, na severu přesahuje severní pól. Mezotermofilní druh vlhkých lokalit, silně heliofilní, objevuje se na otevřených lokalitách (louky, pastviny, paseky, mýtiny, světliny), může obývat i rašeliniště a bažiny, vyhýbá se pouze xerotermním lokalitám. Hnízda si staví v zemi, v trsech trávy nebo mechu, pod kameny nebo ve ztrouchnivělém dřevě.

(Macek a kol., 2010; Czechowski a kol., 2002).

podčeleď Myrmicinae, rod Leptothorax

Leptothorax acervorum (Fabricius, 1793) – mravenec hromadný

Rozšířen v Boreální zóně Palearktické oblasti. Tento druh je nejhojnější v jehličnatých lesích (nejčastěji borovicových) s chudým podrostem. Obývá však i mnohé jiné biotopy, od rašelinišť, až po xerotermní lokality. Hnízda staví na různých místech, záleží na tom, kde se zrovna nachází – v zemi, trouchnivějících polenech nebo pařezech, pod kůrou, vzácně pod kameny a skalních štěrbinách.

(Macek a kol., 2010; Seifert, 1996; Czechowski a kol., 2002).

Leptothorax gredleri (Mayr, 1855)

Druh, jenž je doložen z jižního Švédska, Polska, Německa, Švýcarska, Rakouska, severní Itálie, bývalé Jugoslávie, Řecka i České republiky. Relativně málo známý druh, obývá hlavně zastíněné a vlhké lokality. Přestože se vyskytuje i v borových lesích, mnohem častěji osidlují lesy listnaté a smíšené. Hnízda si buduje pod zemí, v odumřelých větvích a pod kůrou starých stromů.

(Seifert, 1996; Czechowski a kol., 2002).

podčeleď Formicinae – rod *Formica*

Formica cunicularia (Latreille, 1798) – mravenec stepní

Rozšířen po celé Evropě, na Krymu i Kavkaze. Druh otevřených lokalit, od písčinych přesypů, vápencových svahů, skrz louky a pastviny až po paloučky uprostřed lesa a okraje lesů. Osidluje i vlhké lokality, ale nejhojnější je na lokalitách slunných. Hnízda, která obklopují velké kupky z hlíny, si staví nejčastěji v zemi.

(Czechowski a kol., 2002; Tichá, 2005; Seifert, 1996).

podčeleď Formicinae – rod *Lasius*

Lasius niger (Linnaeus, 1758) – mravenec obecný

Pravděpodobně transpaleartický druh, jedním z našich nejběžnějších a nejhojnějších mravenců. Nemá zvláštní nároky na stanoviště, osidluje jak suchá, tak i vlhká místa od nížin až do hor. Často proniká i do lidských příbytků, hojně se vyskytuje v zahradách. Vyhýbá se zastíněným zalesněným lokalitám, rašeliništím a bažinám. Hnízdí převážně v zemi, méně často pod kameny, někdy buduje i křehké povrchové stavby nebo trávou prorostlé kupky.

(Czechowski a kol., 2002; Tichá, 2005; Holec & Frouz, 2007; Seifert, 1996; Macek a kol., 2010).

Lasius platythorax (Seifert, 1991) – mravenec zploštělý

Pravděpodobně transpaleartický areál. Vlhkomilnější než *L. niger*, obývá všechny typy lesů, rašeliniště, bažiny, vyhýbá se antropogenním stanovištím. Hnízdí v organických i anorganických substrátech, jako je např. shnilé dřevo, rašelina, hrabanka, nestaví si žádné nadzemní konstrukce.

(Seifert, 1996; Macek a kol., 2010; Czechowski a kol., 2002).

Lasius fuliginosus (Latreille, 1798) – mravenec černolesklý

Rozšíření pokrývá Evropu, Kavkaz, jihozápadní Sibiř, severní Kazachstán, severo-východní Čínu, Koreu a Japonsko. Dendrofilní druh, osidluje listnaté i smíšené lesy, parky i sady, hlavně v nížinách, ale stoupá i do hor. Hnízda jsou volně zavěšena v dutinách stromů nebo jsou ukryta pod kořeny stromů, ve starých pařezech či v zemi. Zemní hnízda jsou tvořena sítí chodeb a komůrek ze slepeného písku.

(Seifert, 1996; Macek a kol., 2010; Czechowski a kol., 2002; Bezděčka, 1999).

5. Diskuze a závěr

V literární rešerši jsem se věnovala postindustriálním stanovištím a jejich významu pro myrmekofaunu. Jak vyplývá z mnoha studií, nejen stanoviště vzniklá následkem těžby, ale i úložiště průmyslového odpadu, mohou mít obrovský potenciál jakožto refugia vzácných a ohrožených druhů (Eversham a kol., 1996; Greenwood & Gremmell, 1978). Poskytují totiž často jedinečné náhradní biotopy druhům, které jsou přímo vázané na specifické stanovištní podmínky (Řehounek a kol., 2010; Westrich, 1996). Jedná se především o druhy oligotrofních stanovišť a raně sukcesních stádií, kterým následkem intenzifikace průmyslu a zemědělství mizí z přirozené krajiny životní prostory. Ty mohou paradoxně objevit právě na postindustriálních stanovištích (Tropek & Konvička, 2008; Sádlo a kol., 2005).

I u mravenců byla prokázána důležitost postindustriálních stanovišť, podrobnějších studií je však překvapivě malé množství. Nejdůležitějším faktorem se zdá být struktura vegetace, především pokryvnost, neboť většina významných druhů preferuje otevřené lokality s řídkou vegetací. Jediným územím, které se dosud neukázalo být významným z hlediska myrmekofauny, jsou pískovny a štěrkopískovny. To je vak pravděpodobně způsobeno spíše nedostatkem podrobnějších dat, neboť studií zabývajících se druhovým složením mravenců na pískovnách je velmi málo a ty se navíc většinou nezabývají ochrannými hledisky (např. Bisevac & Majer, 1999).

Vlastnosti, které činí postindustriální lokality unikátní, z velké části vymizí s nástupem technické rekultivace, které v České republice stále převládají (Hodačová & Prach, 2003). Po takovém zásahu se z pestré mozaiky stanovišť stane lokalita s uniformním porostem, která je obývána druhy v naší krajině velmi běžnými, obývajícími široké spektrum stanovišť (Konvička a kol., 2005). Spontánní sukcese je tedy nejlevnějším a nejlepším způsobem obnovy, při kterém zůstane zachována převládající heterogenita prostředí, díky disturbancím zůstanou na lokalitě i obnažené plochy, které jsou důležité pro vzácné druhy organismů, jenž jsou přítomností zvyšují přírodní hodnotu celého území (Hodačová a Prach, 2003).

Zarůstání se však časem nevyhne ani těmto plochám, proto je velmi důležité na mnohých lokalitách managementově zasahovat, usměrňovat či blokovat sukcese, popřípadě ji na některých územích vracet zpět (Hendrychová, 2008). K těmto zásahům by mohly využít peníze určené k technickým rekultivacím.

Problém nastává u odkališť (i některých výsypek) neboť obsahují velmi jemný a sypký substrát, který je navíc toxický. Zde jsou rekultivace většinou nutné, i přesto však může být vhodným plánováním umožněno ponechat větší plochy bez zásahu a oddělit je od okolního

prostředí stabilizačními sítěmi či vysázením větrolamů, čímž by se zajistily životní prostory pro pískomilné druhy (Řehounek a kol., 2010).

V terénní práci jsem zaměřila svou pozornost právě na odkaliště, konkrétně na rekultivované odkaliště Složiště a nerekulitované odkaliště Hodějovice, na kterém bylo doposud nalezeno několik vzácných druhů živočichů (Kletečka a kol., 2006; Halada, 2010; Rauch a kol. 2010). Pro srovnání druhového složení mravenců odkališť a přirozeného prostředí byly zkoumány i dvě kontrolní lokality.

Materiál získaný pro tuto bakalářskou práci pochází ze zemních pastí, což pravděpodobně ovlivnilo zachycení pouze určité části společenstva mravenců. Arborikolní druhy mravenců totiž do pastí obvykle nepadají. Vzhledem ke stejné sběrné metodě užití na všech studovaných lokalitách jsou však data srovnatelná. Zemní pasti jsou navíc běžně užívanou metodikou při srovnávání různých skupin bezobratlých, včetně mravenců (např. Holec & Frouz, 2005), a omezení na danou část společenstev jsou dobře známa.

Ukázalo se, že odkaliště ponechané spontánní sukcesi hostí naprosto odlišné druhy než zbylé lokality. Zároveň z výsledků vyplynulo, že rekultivované odkaliště Složiště je druhově nejpodobnější kontrolní lokalitě Hodějovice. Tato bližší podobnost je poměrně snadno vysvětlitelná, neboť obě lokality se nacházejí velmi blízko u sebe, takže mohou být kolonizovány podobnými druhy. Že je složení mravenců závislé na okolní krajině dokazují i Holec a Frouz (2005) na výsypkách na Sokolovsku, které byly kolonizovány především druhy z přilehlého okolí. Tato skutečnost byla prokázána i pro rostliny, např. studií Vaňkové a Kováře (2004), kteří se zabývali rozvojem vegetace na odkalištích, ke stejnému zjištění dospěl i Novák a Prach (2003) v čedičových lomech v Českém středohoří.

Nerekulitované odkaliště Hodějovice hostí celkem pět nalezených druhů mravenců, z nichž jeden je považován za ohroženého (*Myrmica gallienii*) a jeden za téměř ohroženého (*Myrmica rugulosa*). *Myrmica gallienii* obývá i kontrolní lokalitu Hodějovice. Na této kontrolní lokalitě obývá zemědělsky využívanou louku, která je na okraji silně zatopená. Lze předpokládat, že zatopení zemědělcům mnohdy ztěžuje práci a minimalizuje výnosy, takže v případě, že by bylo v plánu tuto lokalitu odvodnit, *Myrmica gallienii* může nalézt na odkališti Hodějovice náhradní biotop. Rekultivované odkaliště je již pro tento druh nevhodné, neboť zde není voda, kterou *M. gallienii* jako druh zaplavovaných otevřených biotopů potřebuje. Zbylé druhy nalezené na odkališti Hodějovice, ať už na vlhkých či suchých lokalitách, preferují otevřená, dobře prosvětlená stanoviště, což odpovídá výsledkům Jarešové (2001) a Jarešové a Kováře (2004). Stejnou vlastnost vykazují i druhy osidlující jiná

postindustriálních stanoviště, např. pavouci (Tropek & Konvička, 2008), či motýli (Beneš a kol., 2003).

Rauch a kol. (2010) uvádějí, že odkaliště mohou osidlovat i pískomilné druhy, kterým z přírody mizí přirozené biotopy. Tento faktor by mohl hrát roli i pro mravence, neboť na odkališti Hodějovice byly nalezeny druhy *Formica cunicularia*, který v přírodě osidluje mimo jiné i písečné přesypy a *Myrmica gallieni*, který si staví hnízda na periodicky zaplavovaných místech i na písečných dunách a odkaliště mu poskytuje jak vlhké lokality, tak i sypký substrát. Výskyt pískomilných druhů mravenců (*Tetramorium caespitum*, *Formica cunicularia*) na rudním odkališti v Chvaleticích potvrzuje i Jarešová (2001).

Druhé složení mravenců odkališť ve Chvaleticích (Jarešová, 2001) a Hodějovicích se lišilo, přesto vykazují všechny nalezené druhy odkališti podobné preference k prostředí, takže tento faktor zřejmě hraje významnou roli ve složení myrmekofauny těchto lokalit.

Rekultivované odkaliště Složiště je z hlediska druhového složení mravenců různorodější, nacházejí se zde druhy lesní i luční, což odráží charakter biotopů na celém území. Z velké většiny převažují druhy vlhkomilné. I rekultivované odkaliště hostilo jeden téměř ohrožený druh (*Myrmica scabrinodis*), tento druh se nacházel i na blízké kontrolní lokalitě Hodějovice, na odkališti Hodějovice však tento druh nebyl nalezen, ačkoli i toto odkaliště by mu mohlo poskytnout náhradní stanoviště, neboť i zde se nachází vlhká stanoviště. Nejdůležitějším faktorem, který brání tomuto druhu kolonizovat nerekultivované odkaliště, je pravděpodobně teplota. Vzhledem k tomu, že se vyhýbá xerothermním lokalitám, představuje pro něj pravděpodobně popílek s extrémními teplotami na povrchu příliš nepřátelské prostředí.

Ačkoli substrát tedy může hrát roli pro přežití některých druhů, důležitějším faktorem může být i zapojenost vegetace na lokalitě, neboť iniciální stádia sukcese představují sekundární lokality pro druhy stepní i pískomilné, jak dokazují průzkumy pavouků (Řezáč, 2004) i blanokřídlých (Halada, 2010; Rauch a kol., 2010).

Výsledky této práce, spolu se studii hnědouhelných výsypek (Holec & Frouz 2005) a faunistickým nálezem na kamenolomu (Pech, 2009) podporují skutečnost, že antropogenní stanoviště mají podstatný význam pro faunu mravenců a mohou být jejími refugii. Vzhledem k tomu, že těžba a průmysl (s ním spojené ukládání odpadu) bude lidstvo provázet ještě dlouho, měli bychom se tato stanoviště naučit správně využívat, neboť mohou vést k obohacení dnešní krajiny. Odkaliště Hodějovice je příkladem toho, že ochranáři i technokraté jsou schopni se vzájemně domluvit tak, aby proces rekultivace neohrozil biologicky cenné plochy. Nezbyvá než doufat, že takových případů bude v budoucnu

přibývat, a že se postindustriální stanoviště vymaní z mysli veřejnosti jakožto nehodnotné a neestetické plochy a bude jim věnována zasloužená pozornost.

6. Reference

- Andersen A. N.** (1997). *Using Ants as bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology*. Conservation Ecology 1 (1): 8.
- Andersen A. N. & Sparling G.P.** (1997). *Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics*. Restoration Ecology 5: 109-114.
- Andersen A. N., Hoffmann B. D. & Somes J.** (2003). *Ants as indicators of minesite restoration: community recovery at one of eight rehabilitation sites in central Queensland*. Ecological Management & Restoration 4: 12-19.
- Andersen A. N. & Majer J. D.** (2004). *Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management*. Frontiers in Ecology and the Environment 2: 291–298.
- Aust A. E., Ball J. C., Hu A. A., Lighty J. S., Smith K. R., Straccia A. M., Veranth J. M. & Young W. C.** (2002). *Particle characteristics responsible for effects on human lung epithelial cells*. Res Rep Health Eff Inst. 110:1-65; discussion 67-76.
- Bastian O. & Bernhardt A.** (1993). *Anthropogenic landscape changes in Central Europe and the role of bioindication*. Landscape Ecology 8 (2): 139-151.
- Bell J. R., Cullen W. R. & Wheater C. P.** (1998). *The structure of spider communities in limestone quarry environments*. In: Selden P. A. (ed.). Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997. British Arachnological Society, Burnham Beeches.
- Beneš J., Kepka P. & Konvička M.** (2003). *Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies*. Conservation Biology 17: 1058-1069.
- Bezděčka P.** (1999). Mravenci (Formicidae) Národního Parku Podyjí. (in press)

Bezděčka P. (2005). *Formicoidea (mravenci)*. In Farkač J., Král D. & Škorpík M. (ed.) (2005). Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 384-387.

Bisevac L. & Majer J.D. (1999). *Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral mines and heatland, Western Australia*. Restoration Ecology 7: 117-126.

Blinova S. V. (2008). *Changes in Ant Assemblages under conditions of a Large Industrial Center*. Russian Journal of Ecology 39 (2): 148-150.

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

Bradshaw A.D., Marrs R.H. & Roberts R.D. (1982). *Succession*. In: Davis B.N.K. (ed.). Ecology of quarries: the importance of natural vegetation. Institute of Terrestrial Ecology. Cambridge. England. 47-53.

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

Cílek V. (2008). *Industriální příroda a otázky jejího začlenění do „klasických“ biotopů. Územní systém ekologické stability*. Seminář "ÚSES - zelená páteř krajiny" - 2.-3. září 2008.

Czechowski W., Radchenko A. & Czechowska W. (2002). *The Ants of Poland (Hymenoptera, Formicidae)*. Museum and Institute of Zoology. Warszawa. 200 pp.

Dekoninck W., Desender K. & Grootaert P. (2008). *Establishment of ant communities in forests growing on former agricultural fields: Colonisation and 25 years of management are not enough (Hymenoptera: Formicidae)*. Eur. J. Entomol. 105: 681–689.

Dekoninck W., Hendrix F., Dethier M. & Maelfait J.P. (2010) *Forrest succession endangers the special ant fauna of abandoned quarries along the River Meuse (Wallonia, Belgium)*. Restoration Ecology 18 (5): 681-690.

Dvořák L. & Bogusch P. (2008). *Žahadloví blanokřídílí (Hymenoptera: Aculeata) bývalé písčovní u Pamferovy Huti (západní Šumava)*. *Silva Gabreta* 14 (2): 149–162.

Eversham B. C., Roy D. B. & Telfer M. G. (1996). *Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae*. *Ann. Zool. Fennici* 33: 149-156.

Gentili R., Sgorbati S. & Baroni C. (2011). *Plant Species Patterns and Restoration Perspectives in the Highly Disturbed Environment of the Carrara Marble Quarries (Apuan Alps, Italy)*. *Restoration Ecology* 19 (101): 32-42.

Greenwood E. F. & Gemmell R. P. (1978). *Derelict industrial land as a habitat for rare plants in S. Lancs. (v. c. 59) and W. Lancs. (v. c. 60)*. *Watsonia* 12: 33-40.

Hadač E. (1982). *Krajina a lidé*. Academia, nakladatelství Československé akademie věd. Praha. 156 pp.

Halada M. (2010). *Teplárenské odkaliště Hodějovice. Inventarizační průzkum zlatěnkovitých (Hymenoptera: Chrysididae)*. Nепublikovaný manuskript.

Hendrychová M., Šálek M. & Červenková A. (2008). *Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining*. *Journal of Landscape Studies* 1: 169 – 187.

Heneberg P. (2010). *Analýza vlivu managementu břehule říční na populace blanokřídleho hmyzu skupiny Apocrita*. Calla. České Budějovice. 17 pp.

Hodačová D. & Prach K. (2003). *Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation*. *Restoration Ecology* 11 (3): 385-391.

Holec M. (2002). *Manica rubida (Latreille, 1802) a Myrmica gallienii (Bondroit, 1919) (Hymenoptera: Formicidae) v krajině poznamenané těžbou hnědého uhlí: druhy neobvyklé pro okolní krajinu*. *Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná* 24: 52-54.

Holec M. & Frouz J. (2005). *Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech republic.* Pedobiologia 49: 345-357.

Holec M. & Šlahorová O. (2005). *Předběžné výsledky průzkumu mravenců na území postiženém těžbou hnědého uhlí v Ústí nad Labem.* Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná 27: 11-14.

Holec M., Frouz J. & Pokorný R. (2005). *The influence of different vegetation patches on the spatial distribution of nests and the epigeic activity of ants (Lasius niger) on a spoil dump after brown coal mining (Czech republic).* European Journal of Soil Biology 42: 158-165.

Holec M. & Frouz J. (2007). *Vliv třtin rodu Calamagrostis na dřevní hnízda mravenců v olšových výsadbách hnědouhelných výsypek na Sokolovsku.* Studia Oecologica 1 (1): 52-56.

Jarešová I. (2001). *Přispívají mravenci k šíření rostlin na odkalištích?.* Živa 4: 185-188.

Jarešová I. & Kovář P. (2004). *Interactions between ants and plants during vegetation succession in the abandoned ore-washery sedimentation basin in Chvaletice.* In Kovář P. (ed.). Natural recovery of human-made deposits in landscape. Academia. Praha. 300-310.

Jefferson R. G. (1984). *Quarries and wildlife conservation in Yorkshire Wolds, England.* Biological Conservation 29: 363-380.

Jiráčková M. & Dostál P. (2004). *Microsite versus dispersal limitation in primary succession: A case study from an abandoned Ore-Washery sedimentation basin.* In Kovář P. (ed.). Natural recovery of human-made deposits in landscape. Academia. Praha. 59-76.

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

Kielhorn K. H., Keplin B. & Hüttl R. F. (1999). *Ground beetle communities on reclaimed mine spoil: Effects of organic matter application and revegetation.* Plant and soil 213: 117-125.

Kletečka Z., Blížek J. & Grycz F. (2006). *První nálezy svižníka Cicindela arenaria vienensis (Coleoptera: Carabidae) v jižních Čechách*. Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích, Přírodní vědy 46: 177-180.

Konvička M., Beneš J. & Čížek L. (2005). *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: Ochrana a Management*. Sagittaria. Olomouc. 127 pp.

Kovář P. (2004). *Industrial deposits of abandoned sedimentation basis – Technology of the origin and vegetation*. In Kovář P. (ed.). Natural recovery of human-made deposits in landscape. Academia. Praha. 15-29.

Kovář P. & Herben T. (2004). *Small-scale spatiotemporal dynamics of plant cover during the initial phase of primary succession in an abandoned ore-washery sedimentation basin*. In Kovář P. (ed.). Natural recovery of human-made deposits in landscape. Academia. Praha. 277-284.

Kovář P., Rauch O., Kubátová A., Neustupa J., Soldán Z., Palice Z., Dostál P. & Štefánek M. (2009). *Ekologie obnovy narušených míst. 3. Cizorodé substráty v krajině*. Živa 3: 116-119.

Kumler M. L. (1969). *Plant succession on the sand dunes of the Oregon coast*. Ecology 50 (4): 695-704.

Lepš J. & Šmilauer P. (2000). *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. Biologická fakulta JU, České Budějovice. 102 pp.

Lundholm J.T. & Richardson P.J. (2010). *Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments*. Journal of Applied Ecology 47: 966-975.

Macek J., Straka J., Bogusch P., Dvořák L., Bezděčka P. & Tyrner P. (2010). *Blanokřídlí České republiky I. – žahadloví*. Academia. Praha. 520.

Malenovský I. & Tropek R. (2010). *Faunistic records from the Czech Republic – Hemiptera: Cicadomorpha: Cicadellidae*. Klapalekiana 45: 80-82.

Meij R. & Winkel H. (2001). *Health aspects of coal fly ash*. International Ash Utilization Symposium. Center for Applied Energy Research. University of Kentucky. Paper #21.

Mikátová B. & Vlašín M. (2002). *Ochrana obojživelníků*. Ekocentrum. Brno. 137 pp.

Noss R. F. (1990). *Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach*. Conservation Biology 4 (4): 355-364.

Novák J. & Prach K. (2003). *Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale*. Applied Vegetation Science 6: 111-116.

Palice Z. & Soldán Z. (2004). *Lichen and Bryophyte species diversity on toxic substrates in the abandoned sedimentation basins of Chvaletice and Bukovina*. In Kovář P. (ed.). Natural recovery of human-made deposits in landscape. Academia. Praha. 200-221.

Pech P. (2008). *Faunistic records from the Czech republic – 250. Hymenoptera: Formicidae*. Klapalekiana 44: 74.

Pech P. (2009). *Mravenci dvou chráněných území v jižních Čechách*. Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích, Přírodní vědy 49: 101-103.

Pech P. & Pechová H. (2009). *Monacha cartusiana (Gastropoda: Hygromiidae) in South Bohemia*. Malacologica Bohemoslovaca 8: 28.

Pereira M. P. D., Queiroz J. M., Valcarcel R. & Mayhe-Nunes A. J. (2007). *Ant fauna as a tool for the monitoring of a rehabilitated sand mine at Ilha da Madeira, Itaguaí, RJ*. Ciencia Florestal 17 (3-4): 197-204.

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

Požárová E. (2004). *Soil microfungi associated with the roots of Calamagrostis epigejos, an expansive plant abundant in abandoned sedimentation basin in Chvaletice*. In Kovář P. (ed.). *Natural recovery of human-made deposits in landscape*. Academia. Praha. 132-146.

Prach K. (1987). *Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia*. *Folia Geobot. Phytotax.* 22: 339 – 354.

Prach K. & Hobbs R. J. (2008). *Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites*. *Restoration Ecology.* 16 (3): 363-366.

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

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

Prach K. (ed.) (2010). *Výsypky*. In: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (2010). *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla. České Budějovice. 14-35.

Rauch O., Kovář P., Tropek R. & Řehounek J. (ed.) (2010). *Odkaliště*. In: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (2010). *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla. České Budějovice. 132-153.

Retana J. & Cerdá X. (2000). *Patterns of diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the thermal environment*. *Oecologia* 123: 436-444.

Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (ed.) (2010). *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla. České Budějovice. 178 pp.

Řehouňková K., Řehounek J., Bernard M. & Heneberg P. (2006). *Pískovny v krajině*. Sdružení Calla. České Budějovice.

Řehounek J. & Řehounek J. (ed.) (2010). *Pískovny a štěrkopískovny*. In: Řehounek J., Řehouneková K., Prach K. (2010). Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla. České Budějovice. 62-87.

Řezáč M. (2004). *Spiders and Harvestmen (Arachnida: Araneae, Opiliones) on an abandoned ore-washery sedimentation basin near Chvaletice*. In Kovář P. (ed.). Natural recovery of human-made deposits in landscape. Academia. Praha. 311-323.

Sádlo J. (2000). *Mohutná pískovcová symfonie s málo notami. Stanovištní a vegetační rysy pískovcového fenoménu v Čechách*. Vesmír 79: 455-458.

Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D. & Cílek V. (2005). *Krajina a revoluce – Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny Českých zemí*. Malá skála. Praha. 248 pp.

Seifert B. (1988). *A Taxonomic Revision of the Myrmica Species of Europe, Asia Minor, and Caucasia (Hymenoptera, Formicidae)*. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 62 (3): 1-75.

Seifert B. (1996). *Ameisen, beobachten, bestimmen*. Weltbild Verlag. Augsburg. 351 pp.

Seifert B. (2007). *Ameisen Mittel- und Nordeuropas*. Tauer: Lutra Verlags – und Vertriebsgesellschaft. 368 pp.

Smith K. R., Veranth J. M., Kodavanti U. P., Aust A. E. & Pinkerton K. E. (2006). *Acute Pulmonary and Systemic Effects of Inhaled Coal Fly Ash in Rats: Comparison to Ambient Environmental Particles*. Toxicological Sciences 93 (2): 390-399.

Straka J. (2005). *Chrysoidea (zlatěnky)*. In Farkač J., Král D. & Škorpík M. (ed.) (2005). Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 380-384.

Šindlar M. a kol. (2003). *Fauna na území Královéhradeckého kraje*. Koncepce ochrany přírody a krajiny Královéhradeckého kraje. Příloha č.6. Hradec Králové. 87 pp.

Ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2002). *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows Users's Guide. Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Ithaca. NY. Microcomputer Power.

Theis T. L. & Gardner K. H. (1991). *Environmental Assessment of Ash Disposal*. CRC Critical Reviews in Environmental Control CCECAU 20 (1): 21-42.

Thomas J. A. & Morris M. G. (1994). *Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom*. Philosophical Transactions: Biological Sciences 344 (1307): 47-54.

Thompson F. R., III, DeGraaf R. M. (2001). *Conservation approaches for woody, early successional communities in the eastern United States*. Wildlife Society Bulletin 29 (2): 483-494.

Thompson R. L. & Green S. R. (2010). *Vascular Plants of an Abandoned Limestone Quarry in Garrard County, Kentucky*. Castanea 75 (2): 245-258.

Tichá K. (2005). *Inventarizační průzkum mravenců (Hymenoptera: Formicidae) NPP Švařec*. Acta rerum naturalium 1: 127-130.

Tichý L. (2004). *Rekultivace vápencových lomů*. Vesmír 83: 315-317.

Touyama Y., Yamamoto T. & Nakagoshi N. (2002). *Are Ants Useful Bioindicators? The Relationship between Ant Species Richness and Soil Macrofaunal Richness, in Hiroshima Prefecture*. Edaphologia 70: 33-36.

Tränkner A. & Nuss M. (2005). *Risk spreading in the voltinism of Scolitantides orion orion (Pallas, 1771) (Lycaenidae)*. Nota lepid. 28 (1): 55-64.

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 & Development 19: 104-114.

Tropek R., Tichý L., Prach K. & Řehounek J. (ed.) (2010a). *Kamenolomy*. In: Řehounek J., Řehouneková K., Prach K. (2010). Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla. České Budějovice. 37-61.

Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I. H., Hejda M. & Konvicka M. (2010b). *Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants*. Journal of Applied Ecology 47: 139–147.

Turner E. C., Granroth H. M. V., Johnson H. R., Lucas C. B. H., Thompson A. M., Froy H., German R. N. & Holdgate R. (2008). *Habitat preference and dispersal of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) on an abandoned chalk quarry in Bedfordshire, UK*. Journal of Insect Conservation 13 (5): 475-486.

Vaňková J. & Kovář P. (2004). *Plant species diversity in the biotopes of unreclaimed industrial deposits as artificial islands in the landscape*. In Kovář P. (ed.). Natural recovery of human-made deposits in landscape. Academia. Praha. 30-45.

Westrich P. (1996). *Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats*. In Matheson A., Buchmann S. L., O'Toole C., Westrich P. & Williams H. (ed.). The conservation of bees. Linnean Society of London and the International Bee Research Association. Academic Press. London. 1–16.

Wheater C. P. & Cullen W. R. (1997). *The Flora and Invertebrate Fauna of Abandoned Limestone Quarries in Derbyshire, United Kingdom*. Restoration Ecology 5 (1): 77-84.

PŘÍLOHA 1

Tab. 1.: Druhy mravenců zjištěné na výsypkách poblíž Sokolova a Ústí nad Labem
(Holec & Frouz, 2005; Holec & Šlahorová, 2005).

	DRUH	SOKOLOV	ÚSTÍ NAD LABEM
1	<i>Formica cunicularia</i> (Latreille, 1798)	+	+
2	<i>Formica fusca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
3	<i>Formica pratensis</i> (Retzius 1783)	+	-
4	<i>Formica rufa</i> (Linnaeus, 1761)	+	-
5	<i>Formica sanguinea</i> (Latreille, 1798)	+	+
6	<i>Lasius flavus</i> (Fabricius, 1782)	+	+
7	<i>Lasius fuliginosus</i> (Latreille, 1798)	+	-
8	<i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
9	<i>Lasius platythorax</i> (Seifert, 1991)	+	-
10	<i>Leptothorax acervorum</i> (Fabricius, 1793)	+	+
11	<i>Manica rubida</i> (Latreille, 1802)	+	-
12	<i>Myrmica gallienii</i> (Bondroit, 1920)	+	-
13	<i>Myrmica rubra</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
14	<i>Myrmica ruginodis</i> (Nylander, 1846)	+	+
15	<i>Myrmica rugulosa</i> (Nylander, 1849)	+	-
16	<i>Myrmica sabuleti</i> (Meinert, 1861)	+	-
17	<i>Myrmica scabrinodis</i> (Nylander, 1846)	+	+
18	<i>Myrmica schencki</i> (Viereck, 1903)	+	+

Tab. 2.: Druhy mravenců zjištěné v PP Neretský lom (Pech, 2009).

	NALEZENÝ DRUH
1	<i>Camponotus ligniperda</i> (Latreille, 1802)
2	<i>Dolichoderus quadripunctatus</i> (Linnaeus, 1771)
3	<i>Formica cunicularia</i> (Latreille, 1798)
4	<i>Formica fusca</i> (Linnaeus, 1758)
5	<i>Formica rufa</i> (Linnaeus, 1761)
6	<i>Formica sanguinea</i> (Latreille, 1798)
7	<i>Lasius brunneus</i> (Latreille, 1798)
8	<i>Lasius emarginatus</i> (Olivier, 1792)
9	<i>Lasius flavus</i> (Fabricius, 1782)
10	<i>Lasius fuliginosus</i> (Latreille, 1798)
11	<i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758)
12	<i>Lasius platythorax</i> (Seifert, 1991)
13	<i>Lasius psammophilus</i> (Seifert, 1992)
14	<i>Leptothorax acervorum</i> (Fabricius, 1793)
15	<i>Leptothorax muscorum</i> (Nylander, 1846)
16	<i>Myrmecina graminicola</i> (Latreille, 1802)
17	<i>Myrmica lobicornis</i> (Nylander, 1846)
18	<i>Myrmica rubra</i> (Linnaeus, 1758)
19	<i>Myrmica ruginodis</i> (Nylander, 1846)
20	<i>Myrmica rugulosa</i> (Nylander, 1849)
21	<i>Myrmica sabuleti</i> (Meinert, 1861)
22	<i>Myrmica scabrinodis</i> (Nylander, 1846)
23	<i>Myrmica schencki</i> (Viereck, 1903)
24	<i>Ponera coarctata</i> (Latreille, 1802)
25	<i>Stenamna debile</i> (Förster, 1850)
26	<i>Temnothorax affinis</i> (Mayr, 1855)
27	<i>Temnothorax crassispinus</i> (Karavajev, 1926)
28	<i>Temnothorax nigriceps</i> (Mayr, 1855)
29	<i>Temnothorax parvulus</i> (Schenck, 1852)
30	<i>Temnothorax tuberum</i> (Fabricius, 1775)
31	<i>Temnothorax unifasciatus</i> (Latreille, 1798)
32	<i>Tetramorium sp.</i>

PŘÍLOHA 2



Obr. 1. : Mapa rozbrazující polohu tří zkoumaných lokalit – Teplárenského odkaliště Hodějovice, Kontrolní lokality Hodějovice a odkaliště Složistě.



Obr. 2.: Mapa s vyznačením pozice Kontrolní lokality Složiště.