

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA

Fakulta životního prostředí

**Katedra ekologie**



**Význam kamenolomů pro diverzitu bezobratlých ve fragmentované  
krajině na národní úrovni**

Importance of quarries for invertebrate diversity in fragmented  
landscapes at national level

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Autorka práce: Hana Králíčková

2016

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Hana Králíčková

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Význam kamenolomů pro diverzitu bezobratlých ve fragmentované krajině na národní úrovni**

Název anglicky

**Importance of quarries for invertebrate diversity in fragmented landscapes at national level**

---

### Cíle práce

Cílem bakalářské práce je zhodnotit význam nerekultivovaných kamenolomů pro diverzitu vybraných fytofágních a epigeických skupin bezobratlých.

### Metodika

Práce bude jednak formou literární rešerše hodnotit význam kamenolomů pro diverzitu (zejména) bezobratlých živočichů, ale hlavně bude pomocí vlastního terénního průzkumu sledovat význam kamenolomů pro celkovou diverzitu krajiny. Na jaře 2015 bude vybráno 20 nerekultivovaných kamenolomů na území České republiky. Kolem každého kamenolomu bude vytyčen čtverec o rozměrech 1x1 km (se středem v centroidu kamenolomu). V blízkém okolí (do pěti km) bude vytyčen alternativní čtverec bez lomu tak, aby měl podobné složení hlavních habitatů. V každém páru čtverců bude sledováno společenstvo bezobratlých, a to zejména denních motýlů (1 hod pochůzka / čtverec), nočních motýlů (5 světelných lapačů / čtverec / 4 odběry), edafonu (10 zemních pastí / čtverec / 3 odběry) a fytofágů (smyky vegetace kolem zemních pastí / 3 odběry). Ze získaných vzorků budou vybírány cílové skupiny bezobratlých, jež budou determinovány na druhovou úroveň. Pomocí lineárních analýz bude sledován vliv typu čtverce a jeho vlastností na druhovou diverzitu a četnost jednotlivých skupin bezobratlých a pomocí mnohorozměrných metod na druhové složení a strukturu společenstva. Vzhledem k množství prací a nasbíraného materiálu je možné očekávat přesah práce do práce diplomové.

**Doporučený rozsah práce**

cca 30-40 stran

**Klíčová slova**

lokální biodiverzita; posttěžební stanoviště; kvantitativní odběr; Insecta

---

**Doporučené zdroje informací**

- Benes J, Kepka P, Konvicka M (2003) Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17: 1058-1069.
- Krauss J, Alfert T, Steffan-Dewenter I (2009) Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 46: 194-202.
- Tropek R et al. (2010) Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139-147.
- Tropek R, Konvicka M (2008) Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts, Czech Republic. *Landscape Degradation and Development* 19: 104-114.
- Tropek R, Řehounek J (eds.) (2012): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice, 152 pp.
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2015/16 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 1. 12. 2015

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 7. 12. 2015

**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Děkan

V Praze dne 30. 03. 2016

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Mgr. Tomáše Kadlece, Ph. D. a všechny prameny, ze kterých jsem čerpala, jsou uvedeny v seznamu použitých zdrojů.

V Praze dne 12. 4. 2016

.....

Hana Králíčková

## **Poděkování**

Nejvíce bych chtěla poděkovat svému vedoucímu Tomášovi Kadlecovi za jeho trpělivost a nesmírnou pomoc při zpracovávání této bakalářské práce. Také bych ráda poděkovala všem, kteří mi obětovali svůj volný čas a pomohli se sběrem dat v terénu a v neposlední řadě bych ráda poděkovala všem svým blízkým, kteří mě podporovali po celou dobu mého studia.

Tato práce vznikla jako součást projektu podpořeného z prostředků Norway grants, č. EHP-CZ02-OV-1-027-2015.

V Praze dne 12. 4. 2016

.....  
Hana Králíčková

## **Abstrakt**

V současnosti byla krajina, nejen v České republice, přeměněna do velkých celků a začala být poměrně neprostupná. Vymizely z ní určité typy stanovišť, což znamená velký problém pro druhy s extrémně vyhraněnými životními nároky, které ke svému životu potřebují například vyhřívané skály, sypký písek, rozvolněné stepní trávníky nebo jiná stanoviště na počátku sukcese. Postindustriální stanoviště poskytují právě tyto podmínky, a proto se stávají místem hojného výskytu bezobratlých živočichů. Některé druhy se v České republice nevyskytují nikde jinde než na těchto lokalitách. Kamenolomy poskytují např. motýlům různé typy stanovišť, kteří tyto podmínky potřebují ke svému vývoji, rozmnožování i životu. V rámci celé České republiky bylo vybráno 20 již neaktivních kamenolomů a 20 přilehlých kontrolních oblastí bez kamenolomu, kde byl prováděn, krom jiného, monitoring denních motýlů a hmyzu s noční aktivitou. Cílem bylo zjistit, zda přítomnost kamenolomu zvyšuje diverzitu bezobratlých okolní krajiny. Monitoring byl proveden na každé lokalitě čtyřikrát a získaná data byla statisticky vyhodnocena. Z celkového počtu 110 zaznamenaných druhů motýlů s denní aktivitou bylo zjištěno 23 ohrožených druhů - příkladem může být kriticky ohrožený *Satyrium ilicis* u obce Černotín, který byl nalezen v lomu. V celkovém srovnání početnosti i druhové pestrosti na lokalitách obsahujících lom a na lokalitách, které lom neobsahovaly, byly zaznamenány značné rozdíly. V okolní krajině lomů bylo zjištěno větší množství druhů i vyšší počty jedinců než v kontrolních oblastech. Přímo v lomech, nebo jejich okolí bylo pozorováno 19 ohrožených druhů, které byly početnější oproti kontrolním oblastem, kde bylo zaznamenáno pouze 11. Vliv na výběr stanoviště měl způsob přezimování a biotopové nároky jednotlivých druhů. Je evidentní, že kamenolomy s ukončenou těžbou mohou v dnešní krajině hrát významnou roli pro rozvoj biodiverzity.

## **Klíčová slova**

posttěžební stanoviště, *Lepidoptera*, kvantitativní odběr, lokální biodiverzita

## **Abstract**

The landscape not only in the Czech Republic was changed into the large units and began to be quite impenetrable. Some types of habitat disappeared from there, which means a big problem for the species with extremely adapted life demands. They need for their life for example heated rocks, quicksand, sparse steppe grasslands and other habitats in early successional stages. Postindustrial areas provide just these conditions and therefore they become a place of their copious occurrence of the invertebrates. Some species in the Czech Republic were cannot find recently anywhere else than at these locations. Quarries provide different types of habitats for e.g. butterflies which need these conditions for their development, reproduction and life. Within the Czech Republic 20 already inactive quarries and 20 adjacent control areas without quarry were selected and there were monitored especially butterflies and nocturnal insects. The goal was to determine whether the presence of a quarry increasing diversity of invertebrates on the local scale. Monitoring was performed at each site four times and obtained data were statistically analyzed. It was found 23 endangered species from the 110 recorded species of diurnal Lepidoptera and other similarly interesting records from other groups. For example *Satyrrium ilicis* was found in a quarry near the village Černotín which is critically endangered. Considerable variations were observed from the overall comparison of abundance and species richness at the sites containing the quarry and the localities which did not include a quarry. The surrounding countryside of quarries there were found greater number of species and higher numbers of individuals than in control areas. In quarries or their nearby areas were observed 19 endangered species which were more numerous than in control areas where there were only 11. The effects on habitat selection had the way of wintering and habitat requirements of each species. It is evident that the quarries with the termination of mining in the modern landscape can play an important role in the development of biodiversity.

## **Key words**

Post-mining habitat, *Lepidoptera*, quantitative sampling, local biodiversity

# OBSAH

1. ÚVOD .....	9
2. CÍL PRÁCE .....	10
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE .....	10
3.1 Postindustriální stanoviště .....	10
3.1.1 Význam .....	11
3.1.2 Rekultivace .....	12
3.1.3 Ekologická obnova .....	13
3.2 Kamenolomy s ukončenou těžbou .....	14
3.2.1 Biologická sukcese .....	14
3.2.2 Biodiverzita .....	16
3.2.3 Denní motýli .....	17
4. METODIKA .....	18
4.1 Lokalizace a vytyčení studijních ploch .....	18
4.2 Sběr dat .....	20
4.2.1 Zemní pasti .....	20
4.2.2 Smyky vegetace .....	21
4.2.3 Denní terénní pochůzka .....	22
4.2.4 Světelné lapače .....	22
4.3 Vyhodnocení získaných dat .....	23
4.3.1 Statistická analýza .....	23
5. VÝSLEDKY .....	24
5.1 Počty všech druhů a jedinců motýlů s denní aktivitou .....	24
5.2 Ohrožené druhy .....	28
5.3 Funkční vlastnosti společenstev motýlů s denní aktivitou .....	32
5.4 Zajímavé nálezy .....	34
6. DISKUSE .....	35
7. ZÁVĚR .....	37
8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....	38
9. SEZNAM PŘÍLOH .....	46



# 1. ÚVOD

Krajina České republiky je v současné době poměrně uniformní, hrubozrná a chudá na stanoviště především extenzivních raně sukcesních stadií. Převažují klimaxová společenstva a intenzivní hospodářské využívání krajiny. Jedním z hrubých zásahů do původních habitatů a narušení krajinného rázu je těžba kamene. Po dokončení těžby ale vzniklé posttěžební území poskytuje příležitost okolním organismům k osídlení těchto ranně sukcesních území, především ze strany biotopových specialistů (Tropek a kol. 2010). Některé z nich bývají velmi unikátní. Často patří mezi ohrožené nebo dokonce vymírající druhy a jinde než na postindustriálních stanovištích se v České republice nevyskytují (Tropek, Řehounek 2012).

Spontánní sukcese v kamenolomech s ukončenou těžbou vytváří cenná společenstva a útočiště především pro druhy otevřených biotopů, tedy stepní a lesostepní specialisty, nebo druhy oligotrofních nezastíněných vod (Wheater, Cullen 1997; Prach, Pyšek 2001; Beneš a kol. 2003; Brändle a kol. 2000; Bell a kol. 2001). Podmínky na těchto lokalitách většinou neumožňují dokončení sukcese, případně je velmi pozvolná. Ta je tu tedy blokována, což by z dlouhodobého hlediska mohlo vést v naší krajině ke vzniku ostrůvků s úplně odlišnými druhy a podmínkami. Jelikož jsou kamenolomy často spíše menších rozloh, hrají důležitou roli především pro diverzitu bezobratlých živočichů (Tropek, Řehounek 2012).

Mezi řadu ohrožených specialistů obývajících tyto sekundární biotopy patří i denní motýli (Tropek a kol. 2010). Monitoring denních motýlů je poměrně snadný, a proto je tato skupina bezobratlých dobře prozkoumaná (Beneš a kol. 2002). Motýli často vyžadují pro svůj vývoj, rozmnožování a život rozdílné prostředí. Jsou tedy vázáni na mozaiku blízkých a odlišných menších plošek, mezi kterými se mohou podle potřeby přesouvat. Vyžadují heterogenitu, která zajistí dobré životní podmínky pro housenky i dospělce (Konvička a kol. 2008). Z řad dalších bezobratlých se v kamenolomech významně vyskytují ohrožené druhy fytofágního hmyzu (křísy, ploštice, sarančata), dravců (pavouci, střevlíci, kobylky) a omnivorů (mnohonožky), (Tropek a kol. 2010). Výzkum těchto stanovišť a jejich vliv na okolní krajinu tedy patří k prioritním otázkám moderní ochranné biologie.

## **2. CÍL PRÁCE**

Cílem této bakalářské práce je formou literární rešerše nahlédnout do problematiky post-těžebních stanovišť (především kamenolomů), vyzdvihnout vliv spontánní sukcese, která na těchto místech probíhá a zdůraznit druhotná refugia jako strukturálního prvku na celkovou diverzitu lokální krajiny. V rámci bakalářské práce budou vyhodnocena dílčí data rozsáhlejšího projektu zaměřeného na tuto problematiku.

## **3. LITERÁRNÍ REŠERŠE**

### **3.1 Postindustriální stanoviště**

Postindustriální stanoviště jsou místa, která jsou výrazně pozměněna činností člověka. V minulosti zde probíhala průmyslová činnost, která je v současnosti výrazně omezena nebo zcela ukončena. Mezi těmito stanovišti dominují oblasti těžby nerostných surovin a deponie. V menší míře jsou zahrnuta místa jako silniční a železniční násypy, opuštěné průmyslové areály nebo jiné vybrané typy městského prostředí (Tropek, Řehounek 2012).

Postindustriální a posttěžební stanoviště jsou nevyhnutelným důsledkem těžby nerostných surovin a průmyslu. Tradičně negativní pohled na tato místa převládal po mnoho desetiletí, v posledních letech se však tento názor - nejen mezi ekology - postupně mění a začíná být jasné, že tyto oblasti nabízejí v průmyslových a intenzivně obhospodařovaných regionech cenná útočiště vzácným organismům (Tropek a kol. 2010).

### 3.1.1 Význam

Na celém území Evropy dochází v posledních desetiletích k úbytku kulturních stepí a přirozených otevřených habitatů. Ty byly po staletí udržovány extenzivním využíváním půdy (Van Swaay 2002). Díky tomu byla tato tradičně obhospodařovaná místa (pastvy, úhor, houštiny, spásané keřnaté stráně a další) stále udržována v ranně sukcesních stádiích s velkou druhovou pestrostí. Ta utrpěla velké ztráty v důsledku intenzifikace zemědělství a urbanizace (Beneš a kol. 2003). Výrazně ubylo neproduktivních biotopů, které už netvoří propojený systém, naopak zůstaly velmi roztráštěné, což má za následek celoevropský úbytek druhů vázaných na tradičně obhospodařovanou krajinu (Thomas 1993; Bruun 2000; Van Swaay 2002).

Ačkoli tradičně obhospodařovaná místa či nezalesněné plochy z dnešní krajiny vymizely, nahradila je jiné ranně sukcesní stanoviště - a to industriální oblasti. Tato místa jsou pro zemědělství, lesnictví či zástavbu jen minimálně využitelná, ale poskytují obrovský potenciál pro obnovu biologické rozmanitosti (Bejček, Tyrner 1980; Munguira, Thomas 1992; Forman, Alexander 1998; Hendrychová 2008; Tropek a kol. 2010; Šálek a kol. 2010; Tropek a kol. 2012; Tropek a kol. 2013; Vojar a kol. 2016).

Ekologický výzkum probíhá především na kamenolomech, pískovnách, výsypkách a odkalištích. Pokud jsou tato území opuštěna a ponechána vlastnímu vývoji, začnou být osídlována unikátními společenstvy s velkým zastoupením ohrožených druhů (Tropek, Řehounek 2012). Příkladem mohou být hnědouhelné výsypky, které poskytují obojživelníkům dostatečnou pestrost biotopů a jejich provázanost. Obojživelníci z okolí výsypky jsou schopni velmi dobře kolonizovat její nerekulturní části. Díky tomu se zde vybrané druhy často vyskytují ve vysokých počtech, a převyšují tak rekulturní úseky (Vojar a kol. 2012). Mezi další příklady se řadí kamenolomy s ukončenou těžbou, které dnes představují jistá refugia pro bezobratlé živočichy, kteří vyžadují pravidelně obnovované nebo blokové ranně sukcesní biotopy, a to jak vodní, tak i suchozemské. V opuštěných kamenolomech se často na jednom místě vytvoří různá otevřená stanoviště, která bývají pro některé druhy bezobratlých posledním možným útočištěm. Mezi ně patří například kriticky ohrožený slíďák waglerův (*Pardosa wagleri* (Hahn 1822)), saranče německá (*Oedipoda germanica germanica* (Latreille 1804)), nebo jasoň červenooký (*Parnassius apollo* (Linné 1758)), který v České republice

původně vyhynul, ale podařilo se jej v 90. letech zpět reintrodukovat. Ve Štramberském lomu stále přežívá, aniž by kolonizoval okolí (Řehounek a kol. 2015).

### **3.1.2 Rekultivace**

Rekultivace území po skončení těžby je upravena legislativou České republiky a to následujícími zákony. Zákon č. 44/1988 Sb. horní zákon ve znění pozměňujících vyhlášek, zákon ČNR č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu a zákon č. 61/1977 Sb. o lesích (MŽP ČR). Rekultivace je odstranění škod na krajině vzniklých při těžbě nerostných surovin. Jejím cílem je přeměna degradovaných ploch tak, aby u nich byla obnovena produkční schopnost. Buď jako zemědělsky nebo rekreačně využitelné plochy (Bejček a kol. 2006).

Technická rekultivace vždy zahrnuje dovoz ornice, což zmenšuje mikrotopografickou různorodost a umožňuje přísun živin a rostlinných diaspor, což podporuje rychle rostoucí ruderalní vegetaci a uchycení vysoce konkurenčně schopných druhů (Grime 1977; Tichý 2004). Často využívané osevní směsi rovněž obsahují druhy s vysokou konkurenční schopností. Vzniklá vegetace tak zabraňuje postupné kolonizaci citlivých rostlin z okolního prostředí a znevýhodňuje stres tolerující a pomalu rostoucí druhy včetně xerothermních specialistů (Prach a kol. 1999; Chytrý a kol. 2003). Tento typ technické rekultivace se stále upřednostňuje. Také přetrvává všeobecná potřeba napravit újmu, která byla krajině těžbou způsobena a pocit, že bez lidské pomoci na vytěženém místě už nic nebude. Mezi další důvody pro zvolení rekultivace patří přímé ohrožení zdraví a majetku obyvatel, předcházení vzniku eroze, zplavování hnojiv a zemědělské či lesnické využití (Stys, Braniš 1999).

Obecně platí, že studie, které porovnávaly faunu rekultivovaných a sukcesi ponechaných lokalit, přináší stejný závěr a to takový, že stanoviště vzniklá přirozenou sukcesí mají vyšší ekologickou hodnotu (Hodačová, Prach 2003; Holec, Frouz 2005; Hendrychová 2008; Prach, Hobbs 2008; Tropek a kol. 2010; Vojar a kol. 2016). Rekultivované plochy vykazují menší druhovou diverzitu u většiny taxonů ve srovnání s okolní přírodou (Longcore 2003). Toto tvrzení potvrzují i závěry komplexní studie, kterou provedl Tropek a kol. (2010), zaměřenou

na faunu i flóru vápencových lomů. Při srovnávání rekultivovaných lomů a lomů ponechaných přirozenému sukcesnímu vývoji bylo konstatováno, že technická rekultivace nepřispívá k zachování specializovaných a ohrožených druhů.

### **3.1.3 Ekologická obnova**

Ekologická obnova slouží jako prostředek pro obnovu ekosystémů, které jsou zničené nebo silně narušené činností člověka (Hobbs, Norton 1996). Tento způsob je výrazně šetrnější než rekultivace a není zde nutné vynaložení tak vysokých finančních prostředků. K obnově se využijí sukcesní procesy, které v přírodě samovolně probíhají. U stanovišť poškozených těžbou nerostných surovin (chudých na živiny) vede spontánní sukcese ke vzniku cenných ekosystémů (Řehounek a kol. 2015). Vzhledem k tomu, že dobývání a povrchová těžba bude i nadále důležitou ekonomickou činností, měl by být využit potenciál opuštěných těžebních lokalit. Při obnově by měla být maximalizována biodiverzita a to zejména v hustě osídlených regionech, neboť tato místa patří k posledním územím, která nepodlehla intenzifikaci zemědělství a lesnictví nebo stavebnímu rozmachu (Pyšek a kol. 2001; Young a kol. 2005).

Pro efektivní obnovu je důležité předpovídat budoucí vývoj lokality na základě dobré znalosti organismů kolonizujících území, jejich ekologie a životní strategie. Sukcese pak může být metodou blokové sukcese usměrňována drobnými zásahy, jako je například odstranění invazních druhů, ke vzniku hodnotných biotopů (Prach, Hobbs 2008). Navzdory důkazům o výhodách spontánní sukcese bývá tento postup v současnosti realizován jen zřídka, protože v legislativě České republiky určující rekultivační postupy po ukončení těžby jsou umožněny pouze technické přístupy. Legislativně prozatím není žádná část posttěžebních prostor ponechána samovolnému vývoji jako je tomu v jiných zemích Evropy (Stys, Braniš 1999). Tuto problematiku mají nejlépe zapracovanou do národní legislativy Velká Británie, Nizozemí a Německo (Prach 2006).

Ve Velké Británii je právním základem směrnice Rekultivace minerálních dolů, kde jsou podrobně rozpracované podmínky obnovy z hlediska těžebních společností i úřadů. Směrnice umožňuje využít posttěžební prostor mnoha způsoby, jedním z nich je i ochrana přírody, a zároveň umožňuje i kombinaci několika forem obnovy

území. Díky tomu může vzniknout plně funkční krajinný celek. K plánům obnovy se vždy vyjadřují všechny zainteresované strany (těžáři, úřady, vlastníci pozemků, odborníci a nevládní organizace) a jejich cílem je dohoda (Tošner, 2016). V Německu je stanoveno ponechání vytěženého prostoru samovolnému vývoji minimálně na 15% (Prach 2006). Touto problematikou se zabývají už řadu let a pomocí ekologické sukcese jsou obnovovány rozsáhlé výsypky vzniklé těžbou uhlí, na kterých se už vyhláší první chráněná území (Tošner, 2016).

## **3.2 Kamenolomy s ukončenou těžbou**

Dobývání nerostných surovin představuje dramatickou degradaci půdy s vážným dopadem na životní prostředí a to ve formou odstranění půdního krytu v místě těžby a ukládání odpadu vznikajícího při těžbě na zemském povrchu (Tropek, Konvička 2008; Bradshaw 2000). Nicméně v okamžiku, kdy je tato činnost ukončena, se v poškozené oblasti rozběhnou spontánní sukcesní procesy (Tropek, Konvička 2008). Proto se kamenolomy s ukončenou těžbou (i ostatní druhotná stanoviště) v celé Evropě považují za cenné přírodní lokality pro výskyt rostlin, bezobratlých i obratlovců (Krauss a kol. 2009). Díky tomu tedy začínají vznikat rezervace na opuštěných postindustriálních plochách (Warren 1993a; Warren 1993b; Key 1994; Čilek 2002).

Prozatím jsou znalosti o základních ekologických modelech a procesech, které zde probíhají malé (Krauss a kol. 2009). Lomy zpravidla obsahují pravidelně narušované ranně sukcesní a velmi nesourodé povrchy s extrémními abiotickými podmínkami. V moderní krajině se tyto podmínky vyskytují velmi vzácně díky neustálému zvyšování produktivity půdy a potlačování extrémních stanovišť (Schulz, Wiegand 2000; Novák, Prach 2003).

### **3.2.1 Biologická sukcese**

I přes extrémně nehostinné podmínky na takto degradovaném území mohou díky působení primární sukcese v průběhu času vzniknout cenné ekosystémy (Bradshaw 2000). Během prvních deseti let po ukončení dobývání nerostů dojde ke stabilizaci povrchu a nahromadění minerálních látek potřebných pro rostliny.

To podpoří migraci půdní fauny a flóry, která začíná probíhat v prvních dvaceti letech. Proces migrace vhodných druhů a vytváření společenstev je záležitost přibližně dalších padesáti let (Bradshaw 1997). Rychlost probíhající biologických i fyzikálních procesů závisí na mnoha faktorech, jako jsou povětrnostní podmínky, nerostné složení hornin a další. Opuštěné kamenolomy či minerální doly patří k místům, kde probíhá přirozená kolonizace nejúspěšněji (Bradshaw 2000). Klíčovou roli v tomto období hrají r-stratégové a pionýrské rostliny, které dokáží velmi úspěšně kolonizovat opuštěná území a místa na počátku sukcese (Hendrychová 2008). Osídlení samovolně vyvinutých habitatů uvnitř lomu ohroženými druhy živočichů a biotopovými specialisty ve vysokých počtech ukazuje, že spontánní sukcese je účinný nástroj pro zachování biologické rozmanitosti (Tropek a kol. 2010). V kamenolomech je největší druhová rozmanitost na počátku nebo ve střední fázi vývoje ekosystémů. Bezobratlí dosahují nejvyšší abundance a druhové diverzity tři až pět let po nástupu pionýrských společenstev. V tomto období ekosystémům dominují (Hendrychová 2008). Lomy ponechané samovolné sukcesy přitahují druhy přesněji vyhraněné na konkrétní, regionálně vzácný biotop (blokové fáze sukcese), jako jsou skalní stěny, sutě nebo xerothermní travní porosty (Schulz, Wiegand 2000; Hodačová, Prach 2003).

Zásadním omezením při spontánní sukcesí je druhová pestrost nově vznikajících společenstev, která je závislá na rozmanitosti v okolním prostředí. Může dojít k rychlému rozšíření určitých druhů, zatímco jiné zde zůstanou nezastoupeny díky nepřítomnosti v okolí lomu nebo se vylučují s danou fází vývoje lomu (Hansson 1991; Willson 1993; With, Crist 1995; Strykstra a kol. 1996; Hillebrand, Blenckner 2002). Migrační limity mohou být také způsobeny přílišnou velikostí těžebních prostor, vzdáleností od zdrojové vegetace či vysokou hladinou toxicity území. Všechny kritické faktory mohou být při správně zvoleném přístupu ošetřeny a díky drobným, časově omezeným zásahům dojde k usnadnění rozvoje sukcese (Bradshaw 2000).

### 3.2.2 Biodiverzita

Během posledních let bylo provedeno mnoho studií zjišťujících, zda kamenolomy s ukončenou těžbou nějakým způsobem zvyšují biodiverzitu a pomáhají doplňovat ubývající xerothermní stanoviště (Novák, Konvička 2006; Tropek, Konvička 2008). Vápencové lomy jsou považovány za zvláště důležité, protože poskytují na živiny bohaté podloží, které je základem pro vývoj druhově bohatých přírodních společenstev. Vápencové trávníky patří k nejbohatším a nejohroženějším stanovištím v kontinentální Evropě (Tropek a kol. 2010).

Zda se opuštěný lom přemění na ochránářsky cenný biotop, nebo v něm vzniknou pouze mezofilní křoviny, ovlivňuje doba rozšiřování a rychlost usazování rostlin charakteristických pro xerothermní trávníky (Novák, Prach 2003). Role okolních druhů na vývoj primární sukcese v postindustriálních stanovištích je zatím zdokumentována řídce (Kirmer, Mahn 2001; Campbell a kol. 2003). Spojitost mezi vzdáleností xerothermních travních společenstev a vznikem xerothermních společenstev uvnitř lomu ponechaného vlastnímu vývoji byla ověřována v lomech Českého středohoří. Lomy starší padesáti let tvořili cennější biotopy a také měli ve svém okolí častěji xerothermní travní porosty než lomy opuštěné v posledních letech. Ve většině mladších lomů je rozvinuta mezofilní vegetace a xerothermní travní společenstva v jejich okolí se vyskytují v menší míře než u lomů starších padesáti let. Lze tedy usuzovat, že druhy biotopů nacházejících se v okolí lomu ovlivní jeho vývoj. Na základě těchto zjištění by pro nově vznikající lom, v případě možnosti volby mezi místem daleko nebo blízko od suchomilné louky nebo pastviny, byla vhodnější druhá varianta. Po dokončení těžby by měl takto ponechaný lom spontánnímu vývoji větší hodnotu z hlediska ochrany přírody (Novák, Konvička 2006). Vysoce kvalitní biotopy v okolí stále aktivního lomu by měly být udržovány a podporovány pro zajištění budoucí ochránářsky vysoce kvalitní lokality a zároveň šetření financí, které se musí investovat do rekultivací (Prach 2003).

Krauss a kol. (2009) provedl studii zjišťující význam vápencových lomů pro divoké včely. Druhová bohatost a složení společenstev divokých včel do jisté míry závisí na stanovišti, ale ne na stáří lomu. Bylo prokázáno, že samotářské druhy jsou silněji ovlivňovány fragmentací biotopu než sociální druhy včel. Pro zachování početných



společenstev divokých včel jsou zásadní velké vápencové lomy libovolného stáří bohaté na cévnaté rostliny.

Tropek a Konvička (2008) se zabývali srovnáním výskytu pavouků (*Araneae*) ve třech různě starých lomech a přilehlých polopřirozených travních společenstvech. Výsledky ukazují, že druhová bohatost pavouků v lomech se přibližně do 10 let navýší na maximum a podobá se zkoumaným přilehlým polopřirozeným travním společenstvům. Ty obsahovali v průměru více druhů než lomy, kde jsou společenstva poměrně homogenní, přesto byly v lomech nálezy ohrožených druhů. V oblasti ochrany a rozšíření pavouků do vytěžených kamenolomů a využití potenciálu těchto míst hraje hlavní roli péče o okolní xerothermní společenstva. Tato studie byla ojedinělá výběrem lokalit. Lomy byly situovány v chladné podhorské oblasti a na kyselém podloží, což ukázalo, že ochránářsky cenné jsou nejen vápencové lomy v nížinách, ale také kyselý substrát v podhůří.

### 3.2.3 Denní motýli

Denní motýli se vyskytují ve všech biotopech České Republiky a jsou jednou z nejprozkoumanějších skupin bezobratlých (Tropek, Řehounek 2012). Patří mezi deštníkové druhy využívané k posouzení stavu a ohrožení společenstev (New 1997). V České republice je známo 144 druhů motýlů, z nichž je 74 druhů na červeném seznamu a dalších 17 druhů na našem území v minulosti vyhynulo (Farkač a kol. 2005).

Druhová bohatost denních motýlů na posttěžebním území byla pozitivně korelovaná s diverzitou členovců (Tropek a kol. 2013). Tento úzký vztah je znám i z dalších studií antropogenních míst (Maccherini a kol. 2009; Holl 1995; Tropek a kol. 2012) a často bývá vysvětlován podobnými životními nároky na biotop (Hawkins, Porter 2003; Jarošík a kol. 2011) nebo vzájemným ovlivňováním těchto druhů (Holl 1995; Agrawal a kol. 2006). Účinná obnova stanovišť by tedy měla být založena na monitorování několika nepříbuzných skupin (Tropek a kol. 2008).

Motýli, kterým přítomnost lomu prospívá, jsou regionálně vzácné, spíše xerothermofilní a nebo přisedlé druhy s rozdílnými ekologickými nároky. Studie provedená ve vápencových lomech střední Moravy dokázala, že hlavními skupinami profitujícími v kamenolomech jsou motýli preferující kamenné terasy či holé plochy

s řídkou vegetací, lesostepní specialisté a regionálně běžné druhy profitující z nově vzniklých zdrojů (Beneš a kol. 2003).

Management chráněných území suchých lesostepí není ve střední Evropě přizpůsoben stanovištním nárokům motýlů. Zaměřuje se na charizmatičtější rostliny a v důsledku toho dochází i na chráněném území k narušování motýlích biotopů (Balmer, Erhardt 2000). Ty jsou samovolně nahrazeny kamenolomy, ve kterých se vždy nachází ostrůvky suchomilných křovin, které jsou pro ně nezbytné. Běžně uplatňované lesnické rekultivace neumožní přítomnost vzácných lesních druhů, a proto by měla být tato xerothermní stanoviště ponechána a chráněna (Beneš a kol. 2003). Některé druhy jsou schopny kolonizovat i stále činné lomy a to především v hustě obydlených regionech mnoha částí Evropy. V takových případech by mělo dojít ke spolupráci orgánů ochrany přírody a těžbařských společností, což by bylo prospěšné pro obě strany (Warren 1993a; Warren 1993b).

## **4. METODIKA**

### **4.1 Lokalizace a vytyčení studijních ploch**

V rámci celé České republiky bylo vybráno 20 kamenolomů s ukončenou těžbou (10 v Čechách a 10 na Moravě; Příloha 1). Ty byly umístěny v oblastech Chýnice – Zbuzanská vápenka, Dobříš, Teletín, Tisem, Dolní Lomnice, Třebohostice, Vrbčany, Nová Ves u Kolína, Skuteč, Proseč, Čelechovice, Kokory, Černotín, Kurovice, Medlovice, Osvětimany, Komňa – lom Rasová, Starý Hrozenkov, Hostěradice a Mikulov Svatý kopeček.

Studie byla situována mimo horské oblasti a oblasti silně urbanizované, a zároveň nebyly vybírány kamenolomy silně zarostlé dřevní vegetací. Data byla sbírána v párovém dizajnu, proto pro monitoring vybraných skupin bezobratlých byly pro každý kamenolom vybrány vždy dva čtvercové výseky krajiny (1 x 1 km).

Čtvercová plocha obsahovala v centrální části vybraný kamenolom, druhá plocha byla bez kamenolomu (kontrolní čtverec; Obrázek č. 1). Oba čtverce daného páru byly vybírány tak, aby jejich vzájemná vzdálenost byla do pěti kilometrů a aby měli podobné zastoupení hlavních typů biotopů (lesní porosty, polní plochy, travinná vegetace, vodní plochy a zástavba). Vzhledem k tomu, že nebylo možné vybírat kontrolní čtverce k lomům s vyšším zastoupením stepních biotopů v okolí tak, aby podíl stepních ploch byl srovnatelný a oba čtverce byly v požadované vzdálenosti, nebylo možné do studie zahrnout většinu biologicky bohatých kamenolomů z oblastí Českého a Moravského krasu. Vybrané kamenolomy tak reprezentují podmínky průměrných kamenolomů v České republice. Celkem tak tedy bylo vytyčeno 40 čtverců, respektive 20 párů.



Obrázek č. 1: Příklad vytyčení jednoho páru čtverců. Na leteckém snímku je lokalita Černotín. V horní části kontrolní čtverec bez lomu a ve spodní části čtverec s lomem.

Zdroj: © Seznam.cz a.s., © Příspěvatelé OpenStreetMap

## 4.2 Sběr dat

Terénní práce probíhaly od začátku května do konce srpna 2015. Zahrnovaly instalaci zemních pastí, smyky vegetace, denní pochůzky a instalaci světelných lapačů. Každá metoda byla zaměřena na monitoring vybraných indikačních skupin bezobratlých živočichů. Sběr dat probíhal v prvních patnácti dnech konkrétního měsíce za vhodného počasí (především denní pochůzky a odchyty do světelných lapačů). Terénní práce (denní pochůzky, světelné lapače, smyky vegetace) proběhly na zvoleném páru čtverců vždy v jednom dni.

### 4.2.1 Zemní pasti

Padací zemní pasti slouží pro sběr živočichů vázaných na povrch půdy – epigeonu (Pekár 2002). Z této skupiny byli vybráni především střevlíkovití (*Carabidae*) a pavouci (*Araneida*), okrajově také kovařící (*Elateridae*), rovnokřídlí (*Orthoptera*) a ploštice (*Heteroptera*). Pasti byly instalovány na všech čtvercích v květnu, červnu a srpnu 2015 v prvních patnácti dnech měsíce. Výběr proběhl vždy po deseti dnech. Do každého čtverce bylo umístěno deset zemních pastí. Jejich rozmístění v terénu se odvíjelo od procentuálního zastoupení základních biotopů. Předem bylo vyhodnoceno procentuální zastoupení lomu, lesa, pole a travních ploch ve čtverci. Na základě těchto zjištění byly rozloženy pasti v určitých poměrech. Například v situaci kdy čtverec s lomem obsahoval 20% rozlohy lom, les 20%, pole 50% a travní plochy 10%, tak byly pasti rozmístěny v poměru 2 : 2 : 5 : 1 v rámci výše zmíněných biotopů. Při opakovaných instalacích byly zemní pasti umísťovány přibližně na stejná místa. Samotná past byla složena ze dvou průhledných plastových kelímků o objemu půl litru a průměru 9 cm vložených do sebe. Vnější kelímek měl vytvořené dírky ve dně a vnitřní kelímek měl vytvořen dvě dírky ve stěně dva až tři centimetry od horního okraje. Tato úprava sloužila pro odvod přebytečné vody z nádoby v případě dešťů a zároveň zabránila vyplavení zachycených vzorků. Past byla na vybraném místě umístěna do země tak, aby hrana kelímku byla zarovnaná s terénem (Obrázek č. 2). Vyhloubená díra proto nemohla být příliš malá nebo hluboká, aby nedocházelo k vyčnívání kelímku nad terénem, nebo naopak jeho přílišnému zahloubení. Nad pastí nebyla umístěna žádná stříška. Jedna třetina nádoby byla vyplněna zředěným roztokem formaldehydu s přidaným detergentem

(Tropek a kol. 2010). Tento roztok zabraňoval rozkladu zachycených vzorků v pastech. Při výběru pastí byly nasbírané vzorky scezeny přes akvarijní síťku. Získaný vzorek byl umístěn do mikrotenového sáčku a zakonzervován lihem. Každá past měla svůj identifikační kód, kterým byla označovaná po všechny tři výběry. Získané vzorky byly uzavřeny do neprodyšných nádob a předány k laboratornímu zpracování (selekce jednotlivých vybraných skupin a jejich předání determinátorům – specialistům).



Obrázek č. 2: Zemní past umístěná na lokalitě Čelechovice.

Autor: Králíčková Hana, 5. 8. 2015

#### 4.2.2 Smyky vegetace

Přítomnost jednotlivých fytofágních druhů a skupin, vyskytujících se především v bylinném patře, byla zjišťována kvantitativními smyky (Tropek a kol. 2010). Mezi sledované skupiny byly vybrány především rovnokřídlý (*Orthoptera*), křísy (*Auchenorrhyncha*), ploštice (*Heteroptera*), nosatcovití (*Curculionidae*) nebo kovaříkovití (*Elateridae*). Dále byli zaznamenáváni i dravci – pavouci (*Araneae*) a síťokřídlý (*Neuroptera*). Smyky byly vždy realizovány souběžně s instalací zemních pastí. Kvantitativní smyky vegetace byly prováděny ve čtvercích 3 x 3 metry se zemní pastí v centru (Tropek a kol. 2010). Pro práci byla využita smýkačka, kterou se smýkala veškerá možná vegetace včetně keřů prudkým máváním a vytvářením ležatých osmiček při zemi. Po skončení byla síť smýkačky

převinuta pro zabránění úniku chycených jedinců a vsunuta do igelitové tašky s ubrouskem namočeným do chloroformu. Po pár minutách působení chloroformu byl chycený hmyz usmrčen. Ze sítě byly vzorky přesypány do mikrotenového sáčku a zakonzervovány lihem. Sáček byl vždy označen unikátním kódem udávajícím den provedení smyku a jeho přesnou lokalizaci. Při vyzvedávání pastí nebyl smyk znovu prováděn. Získané vzorky byly uzavřeny do neprodyšných nádob a předány k laboratornímu zpracování.

### **4.2.3 Denní terénní pochůzka**

Tento postup byl uplatněn pro monitoring motýlů (*Lepidoptera*) s denní aktivitou. Provedením terénní pochůzky bylo pozorovateli umožněno soustředit se na místa ve čtverci, která byla pro motýly v danou dobu atraktivní (Kadlec a kol. 2012). Díky tomu byl maximalizován výsledný počet pozorovaných druhů a jedinců. Terénní pochůzka proběhla celkem čtyřikrát a to vždy během prvních patnácti dnů v měsíci květnu, červnu, červenci a srpnu. V každém čtverci trvala jednu hodinu. V průběhu návštěvy čtverce obsahující lom byli zaznamenáni zvláště jedinci pozorování v lomu a zvláště v jeho okolí. Ve čtverci bez lomu byl vytvořen pouze jeden celkový záznam o zjištěných druzích a počtech jejich jedinců. Trasa pochůzky mohla být v jednotlivých měsících měněna v závislosti na přírodních podmínkách a předpokládaných momentálních preferencích druhů. V případě, že nebylo možné jedince determinovat přesně, pouze na základě terénního pozorování, byl odchycen vzorek jedinců (maximálně pět jedinců na čtverec a návštěvu) a předán k dodatečnému laboratornímu určení.

### **4.2.4 Světelné lapače**

Hmyz s noční aktivitou byl odchytáván pomocí světelných lapačů (Tropek a kol. 2014). Hlavní zjišťovanou skupinou byly motýly (*Lepidoptera*) s noční aktivitou. Dále byly ve světelných lapačích zachyceny některé druhy řádu rovnokřídlých (*Orthoptera*) a síťokřídlý (*Neuroptera*). Odchyt proběhl čtyřikrát vždy v první polovině měsíce. Každý pár čtverců byl navštíven v jedno datum v průběhu května, června, července a srpna. Odchyt probíhal na obou čtvercích ve stejný den, čímž byl odstraněn vliv krátkodobých efektů počasí a fenologie

jednotlivých druhů (Yela, Holyoak 1997). V každém čtverci bylo umístěno pět přenosných světelných lapačů (opět s ohledem na poměr jednotlivých habitatů) s použitím LED v rozhraní UV až modrého světla s celkovou svítivostí 400 lm na lapač, napájené 12 V gelovou baterií. Jako smrtící látka byl použit chloroform. Zachycen byl hmyz z okruhu několika desítek metrů (Truxa, Fiedler 2012). Nedochozelo tak k lákání hmyzu ze vzdáleného okolí. Na závěr byl zachycený hmyz z lapače vysypán do papírového pytlíku, jenž byl řádně označen lokalitou a datem odběru a poté uskladněn v plastovém boxu a zamrazen.

### **4.3 Vyhodnocení získaných dat**

V současné době (v době vypracování a odevzdání bakalářské práce) byly zcela determinovány vzorky získané z monitoringu denních motýlů (Příloha 4) a částečně z monitoringu nočních motýlů. Vzorky získané ze smyků a zemních pastí, vzhledem k velkému objemu, zatím nebyly zcela vyhodnoceny. Po dokončení laboratorního zpracování se předpokládá vyhodnocení dat v rámci diplomové práce, která naváže na tuto bakalářskou práci.

#### **4.3.1 Statistická analýza**

Druhovú diverzita (počet druhů) a diverzita ohrožených druhů denních motýlů byla analyzována pomocí párového t-testu, jenž odrážel párový dizajn studie. Pomocí testu bylo testováno, zda průměrný počet druhů zjištěných ve čtvercích obsahujících lom se neliší od průměrného počtu druhů zjištěných ve čtvercích bez přítomnosti lomu. Následně byl proveden párový t-test, který testoval, zda celkový počet jedinců ze všech návštěv zjištěných ve čtvercích s lomem se liší od průměrného počtu jedinců zjištěných ve čtvercích bez lomu. Veškeré výpočty jednorozměrných statistik byly provedeny pomocí statistického softwaru R-Studio (RStudio Team 2015).

Charakteristika společenstev motýlů s denní aktivitou byla provedena pomocí využití funkčních vlastností jednotlivých druhů (Pavlíková, Konvička 2012). Pro každý druh byly z dostupných literárních zdrojů (Beneš a kol. 2002; Macek a kol. 2007; Macek a kol. 2008; Macek a kol. 2012) charakterizovány tyto vlastnosti: velikost

(rozpětí křídel v mm), vazba na biotop (xerotermofil 1-2 stupně, mezofil 1-3 stupně, hygromofil a ubikvista), počet generací do roku (jedna, dvě, více), délka letu dospělců v měsících, potravní vyhraněnost (monofág, oligofág a polyfág) a přezimující stadium (vajíčko, larva, kukla, dospělec). Pro stanovení, zda se společenstva motýlů liší v zastoupení těchto vlastností na čtvercích s lomem a bez lomu byla použita přímá lineární redundanční analýza (*redundancy analyses*, RDA), počítaná pomocí softwaru Canoco for Windows 4.5 (ter Braak, Smilauer 2002). Jako závislé proměnné byly použity četnosti zastoupení jednotlivých vlastností přes všechny návštěvy a jako vysvětlující proměnná vystupoval charakter čtverce (s lomem / bez lomu). Nejdříve byly provedeny samostatné RDA modely pro každou skupinu funkčních vlastností zvlášť za použití Monte Carlo permutačních testů (999 permutací) pro stanovení signifikance. Do konečného RDA modelu vstupovaly pouze funkční vlastnosti mající signifikantní vztah k typu čtverce. Signifikance konečného modelu byla vyjádřena také pomocí Monte Carlo permutačních testů (999 permutací).

## 5. VÝSLEDKY

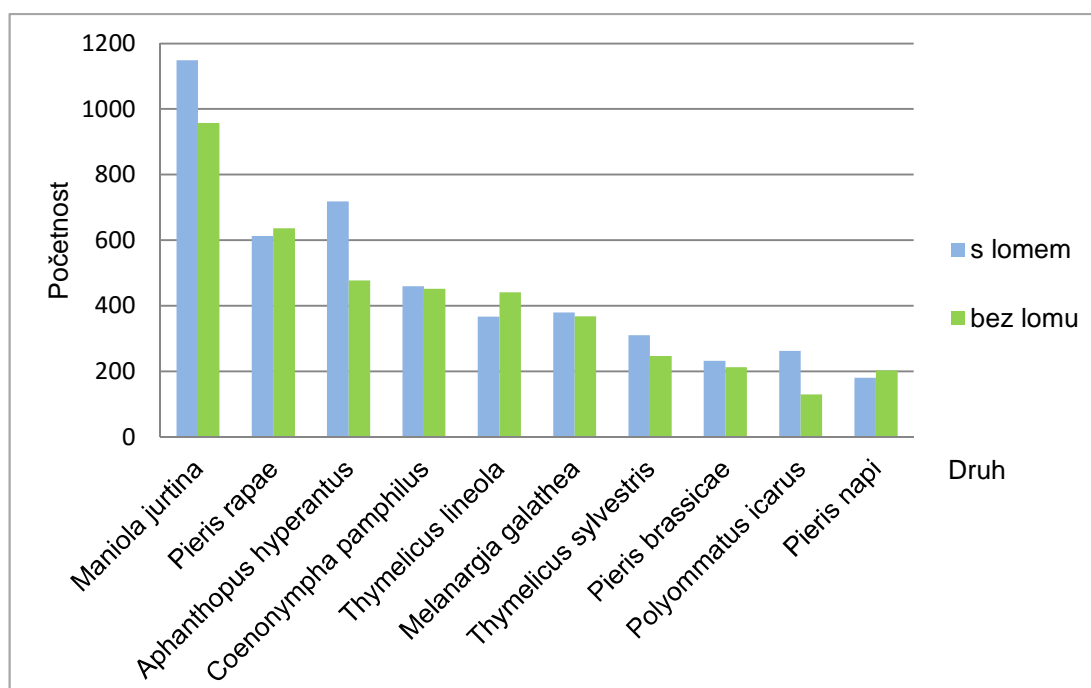
### 5.1 Počty všech druhů a jedinců motýlů s denní aktivitou

Během monitoringu denních motýlů byla zjištěna přítomnost celkem 110 druhů (Příloha 1). Z toho 101 druhů bylo zaznamenáno ve čtvercích obsahujících lom a 83 druhů ve čtvercích bez lomu. Počet druhů v jednotlivých oblastech vykazoval jistý gradient směrem z Čech na Moravu (Příloha 2). Celkový počet pozorovaných jedinců na všech lokalitách dosáhl hodnoty 13846 jedinců. Z toho 7908 jedinců bylo zjištěno ve čtvercích obsahujících lom a 5938 jedinců ve čtvercích bez lomu. Nejčastěji pozorovaným druhem ve čtvercích s lomem i bez lomu byl motýl okáč luční (*Maniola jurtina* (Linnaeus 1758)), který byl viděn celkem 2107 krát. Druhým

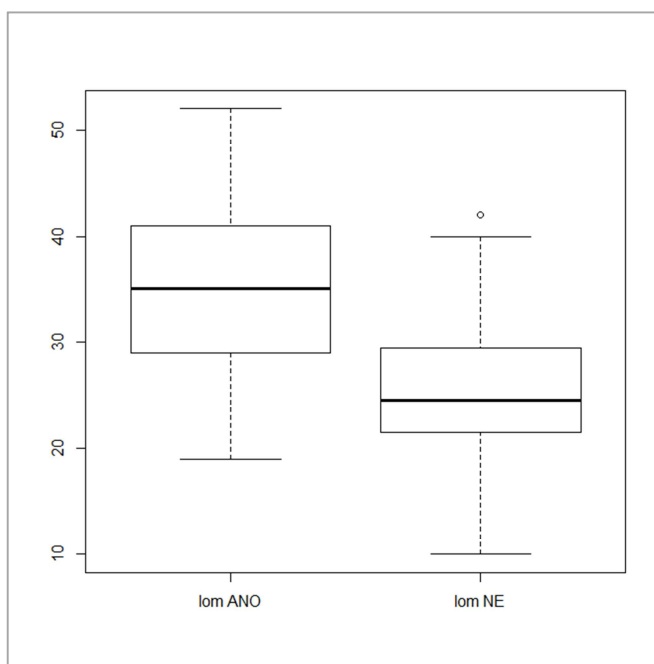


nejčetnějším druhem motýla byl bělásek řepový (*Pieris rapae* (Linnaeus 1758)) s celkovou četností 1249 exemplářů, dále pak okáč prosíčkový (*Aphantopus hyperanthus* (Linnaeus 1758)) v počtu 1195 jedinců, okáč poháňkový (*Coenonympha pamphilus* (Linnaeus 1758)) 912 jedinců a soumračník čárečkovaný (*Thymelicus lineola* (Ochsenheimer 1808)) v celkovém počtu 808 exemplářů (Obrázek č. 3).

Pomocí párového t-testu byl prokázán signifikantní rozdíl v počtu druhů (párový t-test:  $t = 5,87$ ;  $df = 19$ ;  $p < 0,0001$ ) a počtu jedinců (párový t-test:  $t = 2,35$ ;  $df = 19$ ;  $p < 0,05$ ) motýlů s denní aktivitou mezi oběma typy čtverců. Ve čtvercích s lomem bylo zjištěno prokazatelně více druhů (Obrázek č. 4) a jedinců (Obrázek č. 5) motýlů než na čtvercích bez lomu.



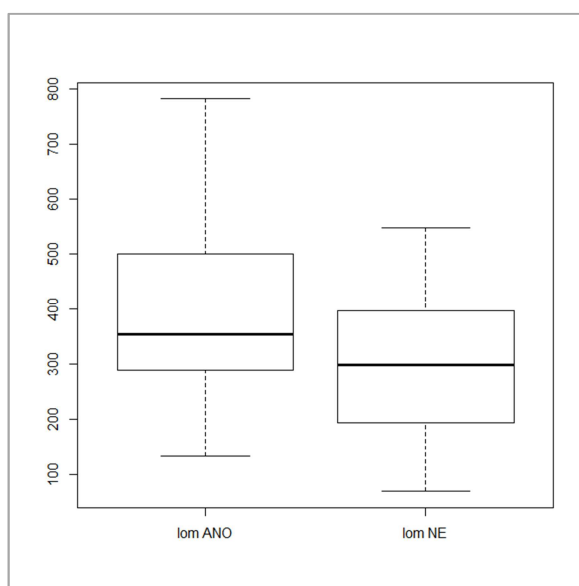
Obrázek č. 3: Srovnání jedinců pozorovaných ve čtvercích obsahujících lom a čtvercích bez lomu pro 10 nejčetnějších druhů.



Obrázek č. 4: Grafické znázornění počtu druhů zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu. Lze zde vidět, že mediány pro čtverec s lomem a čtverec bez lomu jsou signifikantně rozdílné přibližně o 10 druhů. Dále lze nahlédnout, že rozdělení počtu druhů pro čtverec s lomem, tak i pro čtverec bez lomu je symetrické a tedy mediány se rovnají středním hodnotám a odtud lze konstatovat, že i průměrné počty se signifikantně liší. Odlehlé pozorování má hodnotu 42 pro čtverec bez lomu a bylo zaznamenáno na lokalitě Mikulov – Svatý kopeček.

Tabulka č. 1: Popisné statistiky vztahující se ke grafickému znázornění počtu druhů zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu (Obrázek č. 4)

	Minimum	Maximum	Medián	25% kvantil	75% kvantil
lom ANO	19	52	35	29,5	40,5
lom NE	10	42	25,5	21,75	28,75



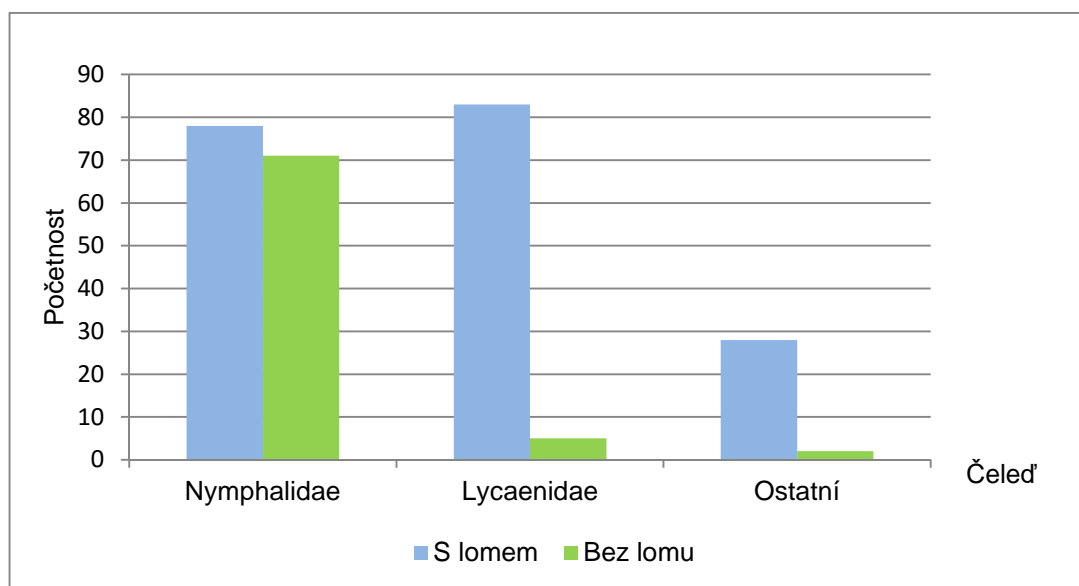
Obrázek č. 5: Grafické znázornění počtu jedinců zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu. Lze zde vidět, že mediány pro čtverec s lomem a čtverec bez lomu se nezdají být příliš rozdílné, to je zapříčiněno velkým měřítkem. Dále lze nahlédnout, že rozdělení počtu druhů pro čtverec s lomem není symetrické, je spíše pozitivně zešikmené. Pro čtverec bez lomu je rozdělení počtu jedinců symetrické.

Tabulka č. 2: Popisné statistiky vztahující se ke grafickému znázornění počtu jedinců zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu (Obrázek č. 5).

	Minimum	Maximum	Medián	25% kvantil	75% kvantil
lom ANO	133	782	353,5	289	476,5
lom NE	69	548	298	201,75	381,25

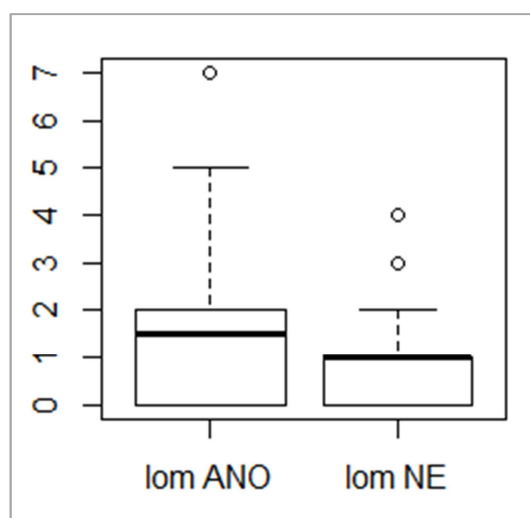
## 5.2 Ohrožené druhy

Během monitoringu bylo zaznamenáno 23 ohrožených druhů z červeného seznamu bezobratlých živočichů (Farkač a kol. 2005) s nejčtetnějším výskytem na jižní Moravě (Příloha 3). V rámci čeledí byly nejpočetnější babočkovití (*Nymphalidae*) – 8 druhů a modráskovití (*Lycaenidae*) – 10 druhů. Nejpočetnějším ohroženým druhem byl *Melitaea cinxia*. U většiny ohrožených druhů byla početnost ve čtvrci s lomem vyšší (Obrázek č. 6). Výjimkou byl *Boloria euphrosyne*, který byl pozorován pouze ve čtvrci bez lomu. Jedinci druhů *Erebia aethiops*, *Iphiclides podalirius* a *Melitaea cinxia* se vyskytovali v obou čtvrcích na dané lokalitě, ale převažovali ve čtvrcích bez lomu. V obou čtvrcích na jedné lokalitě se vyskytovali druhy *Argynnis adippe*, *Glaucopsyche alexis*, *Hesperia comma*, *Polyommatus daphnis* a *Spialia sertorius*, které byly častější ve čtvrcích s lomem. Počet jedinců v čeledi *Nymphalidae* zaznamenaných ve čtvrci s lomem je téměř stejný s počty jedinců ve čtvrcích bez lomu. U ostatních čeledí ohrožených druhů byla většina jedinců zaznamenaná ve čtvrci s lomem. Pouze několik jednotlivců bylo pozorováno ve čtvrci bez lomu.



Obrázek č. 6: Grafické srovnání počtů jedinců ohrožených druhů ve čtvrcích s lomem a bez lomu.

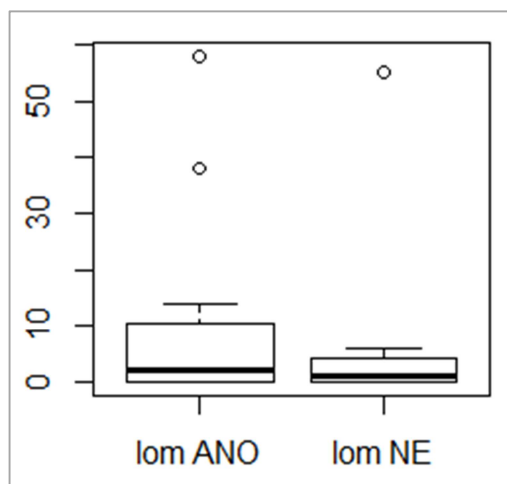
Pomocí asymptotického párového t-testu byl prokázán signifikantní rozdíl v počtu ohrožených druhů (párový t-test:  $t = 2,59$ ;  $df = 19$ ;  $p < 0,05$ ) a počtu jedinců (párový t-test:  $t = 2,15$ ;  $df = 19$ ;  $p < 0,05$ ) ohrožených motýlů s denní aktivitou mezi oběma typy čtverců. Ve čtvercích s lomem bylo zjištěno prokazatelně více ohrožených druhů (Obrázek č. 7) a jedinců (Obrázek č. 8) motýlů než na čtvercích bez lomu.



Obrázek č. 7: Grafické znázornění počtu ohrožených druhů zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu. Lze zde vidět, že mediány pro čtverec s lomem a čtverec bez lomu jsou odlišné. Dále lze nahlédnout, že jak rozdělení počtu druhů pro čtverec s lomem, tak pro čtverec bez lomu nejsou symetrické ale negativně zešikmené. Odlehlé pozorování pro čtverec s lomem má hodnotu 7 a bylo napozorováno na lokalitách Mikulov – Svatý kopeček a Starý Hrozenkov. Pro čtverec bez lomu byla dvě odlehlá pozorování, první s hodnou 4 na lokalitě Starý Hrozenkov a druhé na lokalitě Mikulov – Svatý kopeček.

Tabulka č. 3: Popisné statistiky vztahující se ke grafickému znázornění počtu ohrožených druhů zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu (Obrázek č. 7).

	Minimum	Maximum	Medián	25% kvantil	75% kvantil
lom ANO	0	7	1,5	0	7
lom NE	0	4	1	0	4



Obrázek č. 8: : Grafické znázornění počtu ohrožených jedinců zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu. Lze zde vidět, že mediány pro čtverec s lomem a čtverec bez lomu nejsou odlišné. Dále lze nahlédnout, že jak rozdělení počtu druhů pro čtverec s lomem, tak pro čtverec bez lome nejsou symetrické, ale spíše pozitivně zešikmené. Ve čtverci s lomem byla 2 odlehlá pozorování, první s hodnotou 58 pro lokalitu Starý Hrozenkov a druhé s hodnotou 38 pro lokalitu Mikulov – Svatý kopeček. Pro čtverec bez lomu má odlehlé pozorování hodnotu 55 na lokalitě Starý Hrozenkov.

Tabulka č. 4: : Popisné statistiky vztahující se ke grafickému znázornění počtu ohrožených jedinců zaznamenaných ve čtverci s lomem a ve čtverci bez lomu (Obrázek č. 8)

	Minimum	Maximum	Medián	25% kvantil	75% kvantil
lom ANO	0	58	2	0	58
lom NE	0	55	1	0	55

Z čeledi babočkovití byly zaznamenány následující druhy, ohrožený okáč kostřavový (*Arethusana arethusana* (Denis et Schiffermüller 1775)) 5 exemplářů Hostěradice přímo v lomu, zranitelný perleťovec prostřední (*Argynnis adippe* (Denis et Schiffermüller 1775)) 1 ex. ve čtverci s lomem oblast Proseč, 1 ex. oblast Komňa čtverec bez lomu a 5 ex. Starý Hrozenkov (3 ex. čtverec s lomem, 2 ex. čtverec bez lomu), zranitelný perleťovec fialkový (*Boloria euphrosyne* (Linné 1758)) 3 ex. Komňa čtverec bez lomu, zranitelný okáč kluběnkový (*Erebia aethiops* (Esper 1777)) 1 ex. oblast Dobříš bez lomu a 2 ex. oblast

Čelechovice (1 ex. čtverec s lomem, 1 ex. čtverec bez lomu), zranitelný okáč meduňkový (*Hipparchia fagi* (Scopoli 1763)) 10 ex. oblast Mikulov Svatý kopeček čtverec s lomem, kriticky ohrožený hnědásek podunajský (*Melitaea britomartis* (Assmann 1847)) a hnědásek černýšový (*Melitaea Aurelia*, Nickerl 1850)) 10 ex. oblast Osvětimany okolí lomu, ohrožený hnědásek kostkovaný (*Melitaea cinxia* (Linné 1758)) v hojném počtu 90 exemplářů v oblasti Starý Hrozenkov čtverec s lomem (40 ex.) a čtverec bez lomu (50 ex.) a 1 exemplář Komňa - lom Rasová.

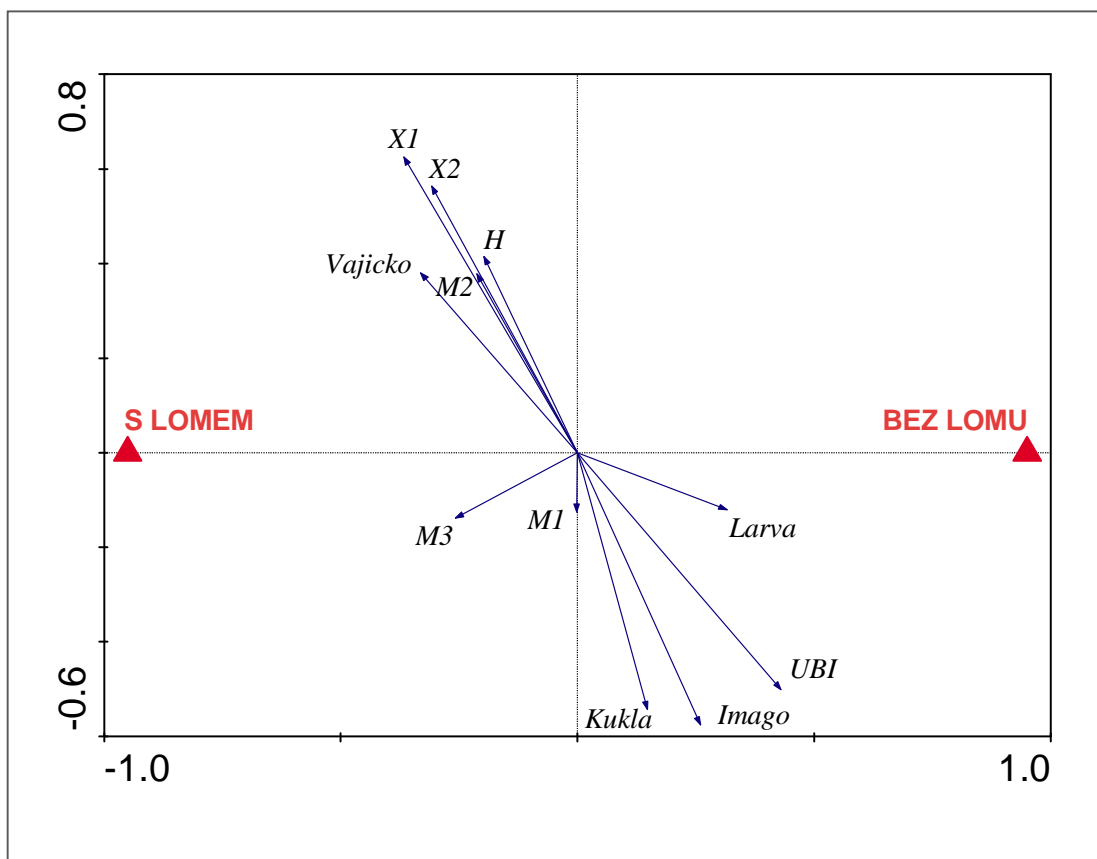
Z čeledi modráskovití byly na lokalitách zastoupeny tyto druhy, téměř ohrožený modrásek tolicový (*Cupido decoloratus* (Staudinger 1886)) oblast Starý Hrozenkov čtverec s lomem (2 ex.) a oblast Mikulov Svatý kopeček také čtverec obsahující lom (3 ex.), zranitelný modrásek kozincový (*Glaucopsyche alexis* (Poda 1761)) 6 exemplářů oblast Čelechovice čtverec s lomem a 1 exemplář oblast Mikulov Svatý kopeček čtverec bez lomu, zranitelný modrásek obecný (*Plebejus idas* (Linné 1761)) a modrásek podobný (*Plebejus argyrognomon* (Bergsträsser 1779)) souhrnně 17 ex. ve čtvercích s lomem v oblastech Chýnvice Zbuzanská vápenka (6 ex.), Vrbčany (2 ex.), Čelechovice (3 ex.), Černotín (1 ex.), Kurovice (1 ex.) a Mikulov Svatý kopeček (4 ex.), zranitelný modrásek jetelový (*Polyommatus bellargus* (Rottemburg 1775)) celkem 37 exemplářů ve čtvercích obsahujících lom v oblastech Čelechovice (4 ex.), Medlovice (4 ex.), Osvětimany (6 ex.), Starý Hrozenkov (10 ex.) a Mikulov Svatý kopeček (13 ex.), zranitelný modrásek hnědoskvrnný (*Polyommatus daphnis* (Denis et Schiffermüller 1775)) 1 ex. ve čtverci s lomem v oblasti Starý Hrozenkov a 6 ex. v oblasti Mikulov Svatý kopeček ve čtverci s lomem i bez lomu, zranitelný ostruháček kapiniový (*Satyrium acaciae* (Fabricius 1787)) 3 ex. oblast Chýnvice Zbuzanská vápenka, ohrožený ostruháček česvinový (*Satyrium ilicis* (Esper 1779)) 1 exemplář pozorovaný na okraji lomu Černotín, zranitelný ostruháček trnkový (*Satyrium spini* (Denis et Schiffermüller 1775)) 1 ex. v oblasti obsahující lom Starý Hrozenkov, zranitelný ostruháček jilmový (*Satyrium w-album* (Knoch 1782)) 1 ex. pozorovaná v lomu Černotín, zranitelný modrásek rozchodníkový (*Scolitantides orion* (Pallas 1771)) celkem 16 exemplářů pozorovaných přímo v lomu Dobříš (11 ex.), Teletín (4 ex.) a Vrbčany (1 ex.). Dále byli zaznamenáni zranitelný soumračník slézový (*Carcharodus alceae* (Esper 1780)) 1 ex. v okolí lomu Hostěradice, zranitelný soumračník čárkovaný (*Hesperia comma* (Linné 1758)) celkem 11 ex.

z toho přímo v lomu Čelechovice 1 ex., Starý Hrozenkov 1 ex. a Dobříš 1 ex. dále 2 exempláře v okolí lomu Dobříš, 1 ex. v okolí lomu Medlovice a 5 ex. v Dobříši ve čtverci bez lomu a posledním pozorovaným druhem patřícím do čeledi soumračníkovití (*Hesperidae*) byl zranitelný soumračník skořicový (*Spialia sertorius* (Hoffmannsegg 1804)) v lomu Čelechovice (2 ex.), Mikulov Svatý kopeček (2 ex.) a 1 ex. v oblasti Starý Hrozenkov čtverec bez lomu. Čeď otakárkovití (*Papilionidae*) byla zaznamenanými ohroženými druhy zastoupena pouze dvěma a to zranitelným otakárkem ovocným (*Iphiclides podalirius* (Linné 1758)) celkem 17 ex. z toho 10 ex. bylo pozorováno ve čtvercích bez lomu v Chínici (1 ex.) , Dolní Lomnici (1 ex.), Vrbčanech (1 ex.), Černotíně (1 ex.), Starém Hrozenkově (2 ex.), Hostěradicích (3 ex.) a Mikulově na Svatém kopečku (1 ex.). Přímo v lomu Vrbčany byl pozorován 1 ex. a 6 ex. bylo pozorováno v okolí lomu Mikulov Svatý kopeček. Zranitelný pestrokřídlec podražcový (*Zerynthia Polyxena* (Denis et Schiffermüller 1775)) byl pozorován v lomu Hostěradice v hojném počtu 8 exemplářů.

### 5.3 Funkční vlastnosti společenstev motýlů s denní aktivitou

Ze všech funkčních vlastností společenstev motýlů měly signifikantní vztah k typu čtverce a preferovaný biotop (Obrázek č. 9). Druhy vázané na otevřené xerothermní habitaty (X1) a xerothermní lesostepi (X2) absolutně dominují ve čtvercích, které obsahují lom. Vzhledem k délce a směru vektoru X1 a X2 je z grafu patrné, že se tyto druhy vyskytují hojně ve čtvercích s lomem, ale naopak velmi málo ve čtvercích bez lomu. Opakem jsou generalisté bez specifické vazby na biotop (UBI), jež se spíše vyskytovaly ve čtvercích bez lomu. Druhy s vazbou na otevřené (M1) a uzavřené (M3) mezofilní habitaty nejsou jednoznačně vyhraněné. Druhy vázané na hydrofilní prostředí (H) a mezofilní lesostepi (M2) jsou čtenější ve čtvercích s lomem. Ve čtvercích s lomem se spíše vyskytovaly druhy, jež zimují v stadiu vajíčka, ostatní vývojová stadia byla svázaná především se čtvercem bez lomu (Obrázek č. 9).





Obrázek č. 9: RDA diagram zobrazující vztah signifikantních funkčních vlastností společenstev denních motýlů k typu čtverce 20 vybraných kamenolomů v České republice (RDA model: všechny osy: trace = 0,08, F = 4,338, p = 0,002, 10,8 % variability v druhových datech).

Legenda – přezimující stadium: vajíčko, larva, kukla a imago. Biotopová vazba druhů je rozdělena na otevřené xerothermní habitaty (X1), xerothermní lesostepi (X2), uzavřené xerothermní habitaty (X3), otevřené mezofilní habitaty (M1), mezofilní lesostepi (M2), uzavřené mezofilní habitaty (M3), hydrofilní druhy (H) a ubikvisté (UBI).

## 5.4 Zajímavé nálezy

Během zpracovávání vzorků získaných z terénního sběru dat již byly zaznamenány zajímavé nálezy z řádu rovnokřídlých (*Orthoptera*) a z nočních motýlů. Z nočních motýlů se na lokalitách podařilo doložit druhy jako, zranitelný skvrnopásník angreštový (*Abraxas grossulariata* (Linnaeus 1758)) oblast Hostěradice, blýskavka plavá (*Caradrina gilva* (Donzel 1837)) oblast Černotín, téměř ohrožený hřbetozubec tmavouhlý (*Drymonia obliterated* (Esper 1785)) oblast Teletín, ohrožená travačka okrová (*Eremobia ochroleuca* (Denis, Schiffermüller 1775)) oblast Proseč, ohrožený kovolessklec plicníkový (*Euchalcia modestoides* (Poole 1989)) oblast Starý Hrozenkov a hřbetozubec tmavý (*Notodonta torva* (Hübner 1803)) oblast Komňa – lom Rasová.

Z řádu rovnokřídlých (*Orthoptera*) byly zaznamenány následující druhy, téměř ohrožené saranče vlašská (*Calliptamus italicus* (Linné 1758)) v celkovém počtu 31 exemplářů nalezených pouze ve čtvercích s lomem, Hostěradice celkem 5 exemplářů z toho 2 samci a 3 samice, Mikulov – Svatý kopeček 3 ex. (2 samci, 1 samice), Komňa – lom Rasová 23 ex. (12 samců, 11 samic) a Starý Hrozenkov stovky jedinců, kobylka malá (*Phaneroptera nana* (Fieber 1853)) celkem 2 samci v oblasti Hostěradice, 1 ex. čtverec s lomem a 1 ex. čtverec bez lomu, saranče blankytná (*Sphingonotus caerulans* (Linnaeus 1767)) celkem 57 ex., oblast Černotín čtverec s lomem 27 ex. (14 samců, 13 samic), Osvětimany čtverec s lomem 19 ex. (12 samců, 7 samic), Mikulov – Svatý kopeček čtverec s lomem 11 ex. (5 samců, 6 samic), Dobříš čtverec s lomem stovky jedinců a Hostěradice čtverec s lomem desítky jedinců, saranče drobná (*Stenobothrus crassipes* (Charpentier 1825)) 4 ex. oblast Chýnec – Zbuzanská vápenka, čtverec s lomem (2 samci, 2 samice), téměř ohrožené saranče tlustá (*Stethophyma grossum* (Linné 1758)) 3 ex. (samci) v oblasti Skuteč čtverec s lomem 2 ex. a Dobříš čtverec bez lomu 1 ex, saranče malé (*Stenobothrus stigmaticus* (Rambur 1838)) 1 ex. (samec) Dobříš čtverec bez lomu, kobylka černotrná (*Tettigonia caudata* (Charpentier 1842)) 1 ex. (samec) kontrolní oblast Kokory.

## 6. DISKUSE

V rámci výzkumu denních motýlů bylo zaznamenáno více druhů i jedinců (a to i v případě ohrožených druhů) na plochách s kamenolomem než na plochách, které kamenolomy neobsahovaly. Toto zjištění je v souladu s dalšími dosavadními průzkumy (Cílek 2002; Lenda a kol. 2012), ve kterých bylo zjištěno, že rozsáhlé lomy ponechané samovolnému vývoji vytvořili v průběhu let spolu s okolní krajinou druhově bohatá biocentra.

Kamenolomy jsou unikátním stanovištěm s vysokou úrovní biodiverzity (Cílek 2002; Krauss a kol. 2009; Tropek a kol. 2010). Řada ohrožených druhů denních motýlů (například *Arethusana arethusana*, *Satyrium ilicis* či *Carcharodus alceae*), nočních motýlů (například *Abraxas grossulariata*) i rovnokřídlých (například *Calliptamus italicus*) byla zjištěna v rámci čtverců s lomem i mimo vlastní kamenolom. Z toho je tedy zřejmé, že kamenolomy ovlivňují i charakter svého nejbližšího okolí.

Naopak některé studie se přiklání spíše k myšlence, že pestrost nově vzniklých stanovišť v lomech je vázaná na migraci druhů z okolních habitatů (Novák, Konvička 2006; Tropek, Konvička 2008). Je zřejmé, že vlastní kolonizace opuštěných lomů přímo závisí na charakteru přilehlých habitatů (Beneš a kol. 2003), ovšem diverzita na regionální úrovni silně závisí na charakteru celé krajiny. To dokazuje například nižší diverzitu postindustriálnějších stanovišť v oblastech s obecně nižší biodiverzitou (regiony s velkými plochami zemědělské půdy), než v oblastech značně strukturálně a stanovištně pestrých (Tropek a kol. 2010; Tropek a kol. 2013). I přesto, jak také dokazuje tato studie, lze i v chudých regionech prokázat vyšší diverzitu v místech, kde se posttěžební plocha nachází. S těžbou je totiž spojena řada doprovodných prvků (přístupové komunikace, dobývací prostory), jež celkově mohou přispívat k mnohem jemnější mozaice okolní krajiny, a tím k tvorbě variabilnější nabídky stanovišť.

Ohrožené druhy z čeledi *Nymphalidae* se vyskytovaly ve čtvercích s lomem a ve čtvercích bez lomu ve velmi podobném počtu. Z toho lze usuzovat, že pravděpodobně nebudou vázaní na prostředí, které vzniká v lomů nebo jeho okolí. Pravděpodobně mají jiné životní nároky, které je limitují a činí ohroženými, než byly posuzovány v této práci. V celkovém počtu druhů i počtu ohrožených druhů na jednotlivých lokalitách je patrný určitý gradient, kdy se početnosti postupně

zvyšují napříč republikou od Čech až po jižní Moravu, což může být dáno klimatickými i geologickými podmínkami v této oblasti.

Vazba na prostředí ovlivněné přítomností lomů se projevuje u určitých druhů i na schopnosti přezimovat a dále se vyvíjet. Bylo zjištěno, že ve čtvercích s lomem, ale mimo vlastní lom, je více druhů zimujících ve formě vajíčka. Pro druhy, které přezimují ve formě vajíčka, jsou tedy lomy velmi důležité a zvyšují jejich šanci na přežití, ať už se nachází přímo v lomu, nebo v přilehlé krajině, která je lomem ovlivněna. Většina těchto zaznamenaných druhů (především z rodu *Satyrium*), patří mezi druhy vázané na porosty křovin, což jsou právě často habitaty kolem extenzivně využívaných přístupových cest do lomů, kolem hran lomů a další. Řada z nich také patří mezi ohrožené druhy z červeného seznamu bezobratlých živočichů (Farkač a kol. 2005), což dokazuje nezastupitelnost těchto typů stanovišť v české krajině. Díky nim by mohlo dojít k zastavení úbytku těchto druhů a při správném ochrannářském přístupu k takovým lokalitám by se postupně mohly jejich počty v daných oblastech navyšovat.

Druhy s vazbou na otevřené xerothermní habitaty, či xerothermní lesostepi se vyskytovali v lomových čtvercích nejhojněji, což ukazuje, že zachováním a podpořením těchto stanovišť by mohlo dojít k navýšení těchto druhů v rámci celé republiky (Hodačová, Prach 2003; Hendrychová 2008) nebo alespoň v regionech s vyšším zastoupením těchto ploch. Vzhledem k požadavkům těchto druhů na prostředí a dosavadním znalostem (Tropek et al. 2010) byla jejich zvýšená četnost ve čtvercích s lomem předvídatelná. Pro zachování potenciálu těchto lokalit by mělo být zabráněno technickým rekultivacím, které podporují uniformitu dnešní krajiny a přispívají ke ztrátě rozmanitosti (Prach a kol. 1999; Chytrý a kol. 2003; Longcore 2003). Nejlepším postupem pro zajištění rozvoje a potenciálu těchto xerothermních stanovišť by bylo ponechání spontánnímu vývoji s přispěním občasných zásahů (Walker a kol. 2007; Hendrychová 2008). Kromě toho je ale nutné pečovat také o přímé okolí kamenolomů, které nabízí také řadu vzácných stanovišť.

Kamenolomy tedy mají velký potenciál a přinášejí nové ochrannářské možnosti (Hendrychová 2008; Tropek a kol. 2012; Tropek a kol. 2013) nejenom přímo vlastním prostorem, ale také patrně rozdílnou a přijatelnější strukturou krajiny v okolí. Jejich budoucí přínos pro ochranu druhů a zvyšování lokální biodiverzity závisí na zvoleném přístupu k obnově (Tropek a kol. 2010). Dynamika vývoje těchto

ploch odpovídá teorii ostrovní biologie, kdy by mohli kamenolomy představovat soustavu menších fragmentů rozmístěných v dnešní zemědělské krajině, propojené ostrůvky doprovodných habitatů v okolí a s efektem na krajinu ve své blízkosti (Denis, Eales 1997; Novák, Konvička 2006).

## 7. ZÁVĚR

V rámci výzkumu bezobratlých živočichů, který probíhal v květnu až srpnu 2015, bylo zaznamenáno celkem 110 druhů denních motýlů, z toho 23 chráněných. Srovnání výskytu a četnosti jednotlivých druhů na plochách obsahujících kamenolom s plochami bez kamenolomu, byla prokázána větší diverzita v oblasti s kamenolomem. Důležitou roli hrály biotopové nároky a forma přezimování motýlů.

Velké množství druhů vyskytujících se v lomech nebo jeho okolí vyžadovali xerothermní trávníky či lesostepní biotopy. Stanoviště takového typu jsou v kulturní krajině poměrně vzácné, a proto by se měl jejich potenciál využít co nejefektivněji. Z hlediska ochrany přírody a rozvoje lokální biodiverzity denních motýlů a pravděpodobně i dalších skupin bezobratlých živočichů, kteří byly v rámci tohoto výzkumu sledováni, představují tedy nerektivované kamenolomy skrytý potenciál.

Data týkající se ostatních skupin bezobratlých živočichů zatím nebyla plně vyhodnocena, a proto byly v této práci popsány jen okrajově některé zajímavé nálezy. Ty zatím naznačují podobný trend, jako byl pozorován u denních motýlů, tedy že přítomnost kamenolomu bude pravděpodobně znamenat vyšší diverzitu pro bezobratlé živočichy.

Na tuto bakalářskou práci bych ráda navázala komplexním vyhodnocením všech poznatků získaných z tohoto výzkumu diplomovou prací. Zde bych se pokusila vytvořit ucelený pohled na význam a vývoj posttřežebních oblastí a zhodnotit jejich potenciál pro budoucí směřování ochrany bezobratlých živočichů a xerothermních stanovišť.

## 8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Agrawal A. A., Lau J. A., Hamback P. A., 2006: Community heterogeneity and the evolution of interactions between plants and insect herbivores. *The Quarterly Review of Biology* 81: 349–376.

Balmer, O., Erhardt A., 2000: Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14: 746–757.

Bejček V., Tyrner P., 1980: Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most Basin (NW Bohemia). *Folia Zoologica* 29: 67–77.

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

Bell J. R., Wheeler C. P., Cullen W. R., 2001: The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities. *Journal of Zoology* 255: 377–387.

Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V., Weidenhoffer Z. [eds], 2002: *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I., II.* SOM, Praha, 857 s.

Beneš J., Kapka P., Konvička M., 2003: Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies. *Conservation Biology* 17: 1058–1069.

Bradshaw A., 1997: The importance of soil ecology in restoration science. In: Urbanska, K. M., Webb, N. R., Edwards, P. J. [eds], *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge, 33 – 64 s.

Bradshaw A., 2000: The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties, *Landscape and Urban Planning* 51: 89–100.

Brändle M., Durka W., Altmöös M., 2000: Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 9: 1297–1311.

Bruun H. H., 2000: Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23: 641–650.

Campbell D. R., Rochefort L., Lavoie C., 2003: Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology* 40: 78–91.

Cílek V., 2002: Revitalizace velkých vápencových lomů v Německu. *Ochrana přírody* 57: 105–108.

Denis R. L. H., Eales H. T., 1997: Patch occupancy in *Coenonympha tullia* (Muller, 1764), (Lepidoptera: Satyrinae): habitat quality matters as much as patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation* 1: 167 – 176.

Farkač J., Král D., Škorpík M. [eds.], 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.

Forman, R. T. T., Alexander L. E., 1998: Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–231.

Grime J. P., 1977: Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111: 1169–1194.

Hansson, L., 1991: Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 1036–1045.

Hawkins B. A., Porter E. E., 2003: Does Herbivore Diversity Depend on Plant Diversity? The Case of California Butterflies. *The American Naturalist* 161: 40–49.

Hendrychová M., 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1: 63 – 78.

Hillebrand H., Blenckner T., 2002: Regional and local impact on species diversity — from pattern to processes. *Oecologia* 132: 479–491.

Hobbs, R. J., Norton D. A., 1996: Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 4: 93–110.

Hodačová D., Prach K., 2003: Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 385–391.

Holl K. D., 1995: Nectar Resources and Their Influence on Butterfly Communities on Reclaimed Coal Surface Mines. *Restoration Ecology* 3: 76–85.

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.

Chytrý M., Tichý L., Roleček J., 2003: Local and regional patterns of species richness in Central European vegetation types along the pH/ calcium gradient. *Folia Geobotanica* 38: 429–442.

Jarošík V., Konvička M., Pyšek P., Kadlec T., Beneš J. 2011: Conservation in a city: Do the same principles apply to different taxa?. *Biological Conservation* 144: 490–499.

Kadlec T., Tropek R., Konvička M., 2012: Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation* 16: 275–280.

Key R., 1994: Invertebrate conservation in quarries, mines, sand, clay and gravel pits. *English Nature species conservation handbook*. English Nature: Peterborough

Kirmer A., Mahn E. G., 2001: Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 19–27.

Konvička M., Beneš J., Čížek O., Kopeček F., Konvička O., Viřaz L., 2008: How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12: 519–525.



Krauss J., Alfert T., Steffan-Dewenter I., 2009: Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 46: 194–202.

Lenda M., Skórka P., Moron D., Rosin Z. M., Tryjanowski P., 2012: The importance of the gravel excavation industry for the conservation of grassland butterflies. *Biological Conservation* 148: 180 – 190.

Longcore T., 2003: Terrestrial Arthropods as Indicator of Ecological Restoration Success in Coastal Sage Scrub (California, U.S.A.). *Restoration Ecology* 11: 397–409.

Macek J., Dvořák J., Traxler L., Červenka V., 2007: Motýli a housenky střední Evropy. Noční motýli I. Academia, Praha, 371 s.

Macek J., Dvořák J., Traxler L., Červenka V., 2008: Motýli a housenky střední Evropy. Noční motýli II. — můrovití. Academia, Praha, 492 s.

Macek J., Procházka J., Traxler L., 2012: Motýli a housenky střední Evropy. Noční motýli III. – Píďalkovití. Academia, Praha, 424 s.

Maccherinia S., Bacarola G., Favillia L., Piazzinia S., Santia E., Marignanib M., 2009: Congruence among vascular plants and butterflies in the evaluation of grassland restoration success. *Acta Oecologica* 35: 311–317.

Ministerstvo životního prostředí: Platné právní předpisy a jejich výklady  
ONLINE: [http://www.mzp.cz/cz/platne\\_pravni\\_predpisy](http://www.mzp.cz/cz/platne_pravni_predpisy), cit. 10. 4. 2016

Munguira M. L., Thomas J. A., 1992: Use of road verges by butterfly and burnets populations, and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* 29: 316–329.

New T. R., 1997: Are Lepidoptera an effective ‘umbrella group’ for biodiversity conservation?. *Journal of Insect Conservation* 1: 5–12.

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

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

Pavlíková A., Konvička M., 2012: An ecological classification of Central European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes. *Journal of Insect Conservation* 16: 187–206.

Pekár S., 2002: Differential effects of formaldehyde concentration and detergent on the catching efficiency of surface active arthropods by pitfall traps. *Pedobiologia* 46: 539–547.

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

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

Prach K., 2003: Spontaneous succession in Central-European manmade habitats: what information can be used in restoration practise?. *Applied Vegetation Science* 6: 125–129.

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

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

Pyšek P., Prach K., Mullerova J., Joyce C., 2001: The role of vegetation succession in ecosystem restoration: introduction. *Applied Vegetation Science* 4: 1– 4.

RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Řehounek J., Řehouňková K., Tropek T., Prach K. [eds] 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, 212.

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

Strykstra R. J., Bekker R. M., Verweij G. L., 1996: Establishment of *Rhinanthus angustifolius* in successional hayfield after seed dispersal by mowing machinery. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 557–562.

Stys S., Braniš M., 1999: Czech school of land reclamation. *Acta Universitatis Carolinae – Environmentalica* 13: 99–109.

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

ter BRAAK C. J. F. et SMILAUER P., 2002: CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, Microcomputer Power.

Thomas J. A., 1993: Holocene climatic change and warm man-made refugia may explain why a sixth of British butterflies inhabit unnatural early-successional habitats. *Ecography* 16: 278–284.

Tichý L., 2004: Rekultivace vápencových lomů. *Vesmír* 83: 315–317.

Tošner O., 2016: Analýza legislativy ve vybraných evropských státech ve vztahu k obnově těžbou narušených území.

ONLINE: <http://www.calla.cz/piskovny/legislativa.php>, cit. 10. 4. 2016.

Calla - Sdružení pro záchranu prostředí, Jiří Řehounek.

Tropek R., Konvička M., 2008: Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts, Czech Republic. *Landscape Degradation and Development* 19: 104–114.

Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský I., Baňar P., Tuf I. H., Hejda M., Konvička M. 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47, 139–147.

Tropek R., Řehounek J. [eds] 2012: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice, 147.

Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kočárek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka S., Spitzer L., Baner P., Konvička M., 2012: Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering* 43: 13–18.

Tropek R., Hejda M., Kadlec T., Spitzer L., 2013: Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management. *Ecological Engineering* 57: 252 – 260.

Tropek R., Černá I., Straka J., Kadlec T., Pech P., Tichanek F., Šebek P., 2014: Restoration management of fly ash deposits crucially influence their conservation potential for terrestrial arthropods. *Ecological Engineering* 73: 45–52.

Truxa C., Fiedler K., 2012: Attraction to light – from how far do moths (Lepidoptera) return to weak artificial sources of light?. *European Journal of Entomology* 109: 77–84.

Van Swaay C. A. M., 2002: The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation* 104: 315–318.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., 2012: Hnědouhené výsyvky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 3: 8–11.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., 2016: Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90: 278–284.

Walker L. R., Walker J., Hobbs R. J. [eds] 2007: Linking restoration and ecological succession. Springer, New York.

Warren M. S., 1993 (a): A review of butterfly conservation in central southern Britain I. Protection, evaluation and extinction on prime sites. *Biological Conservation* 64: 25–35.

Warren M. S., 1993 (b): A review of butterfly conservation in central southern Britain II. Site management and habitat selection of key species. *Biological Conservation* 64: 37–49.

Wheater C. P., Cullen W. R., 1997: The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restoration Ecology*. 5: 77–84.

Willson M. F., 1993: Dispersal mode, seed shadows, and colonisation patterns. *Vegetation* 107: 261–280.

With K. A., Crist T. O., 1995: Critical thresholds in species responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446–2459.

Yela J. L., Holyoak M., 1997: Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of Noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environmental Entomology* 26:1283–1290.

Young, T.P., Petersen, D.A. & Clary, J.J. (2005) The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters*, 8: 662–673.

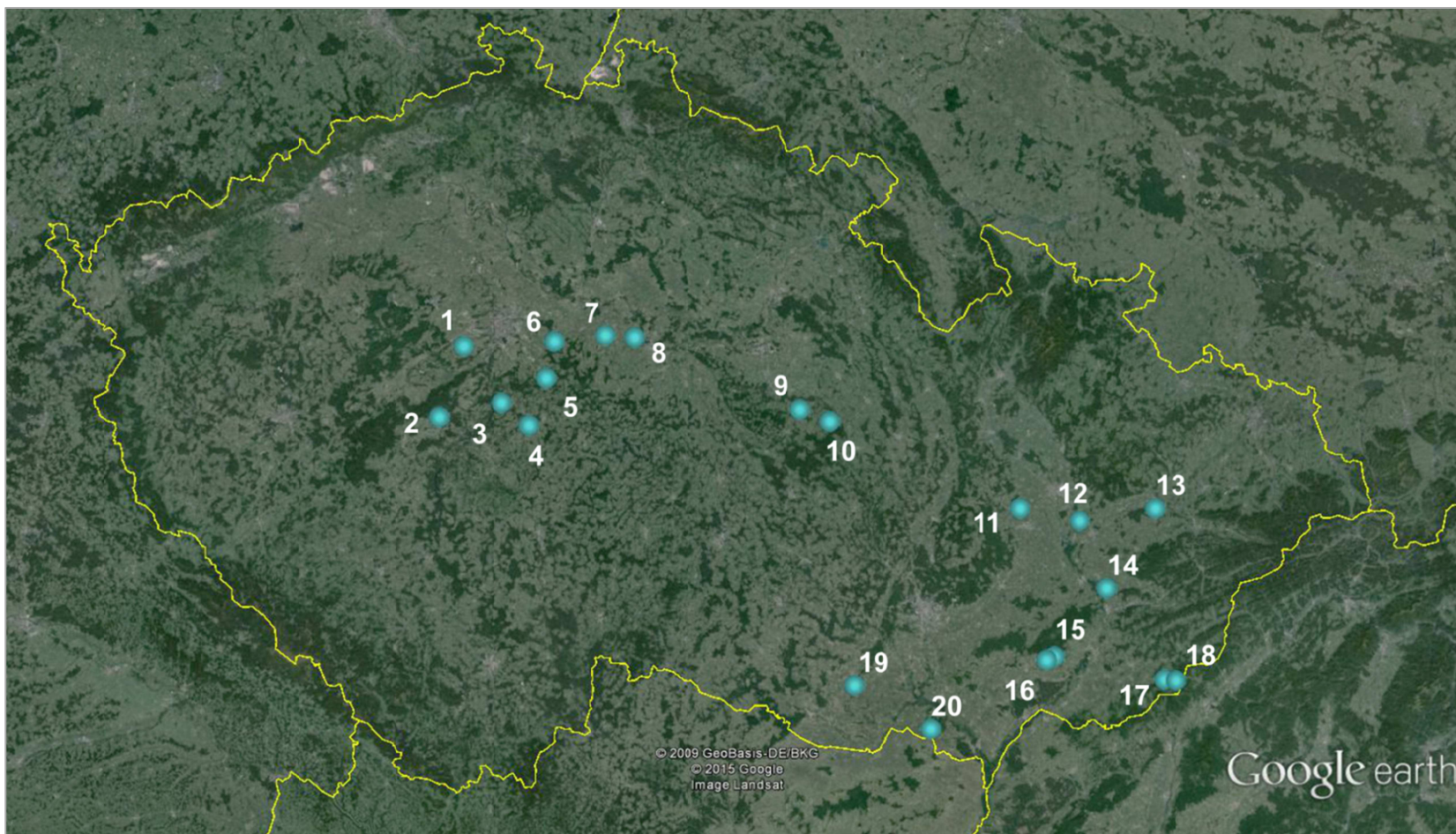
## **9. SEZNAM PŘÍLOH**

Příloha 1 – Mapa s lokalizací všech studovaných lokalit

Příloha 2 – Mapa znázorňující počty všech druhů na lokalitách

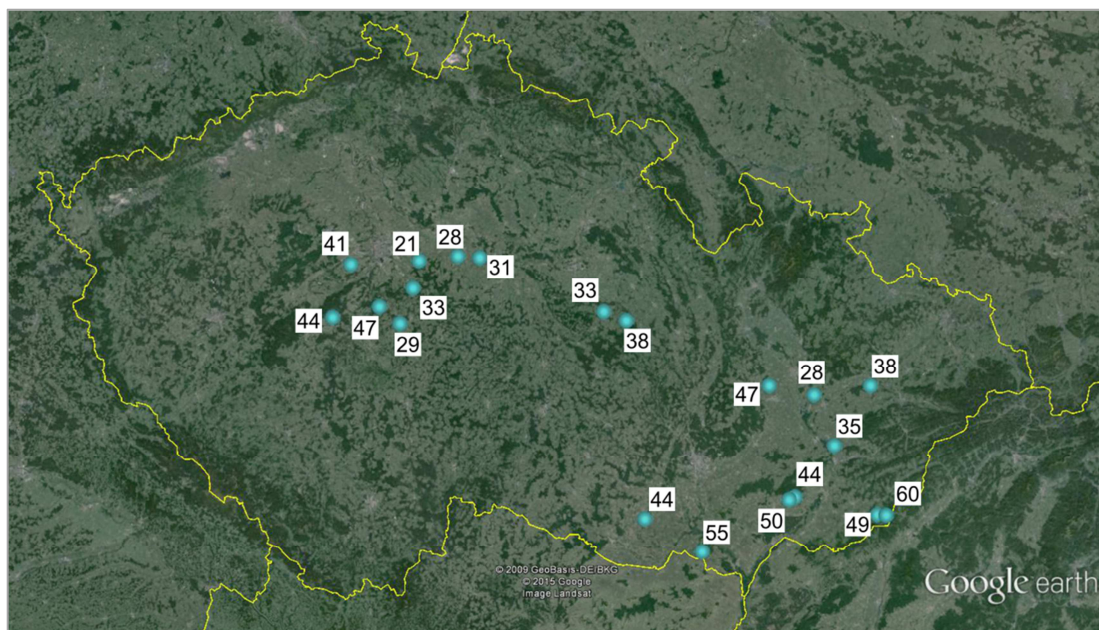
Příloha 3 – Mapa znázorňující počty ohrožených druhů na lokalitách

Příloha 4 – Seznam všech pozorovaných druhů a jejich četnosti

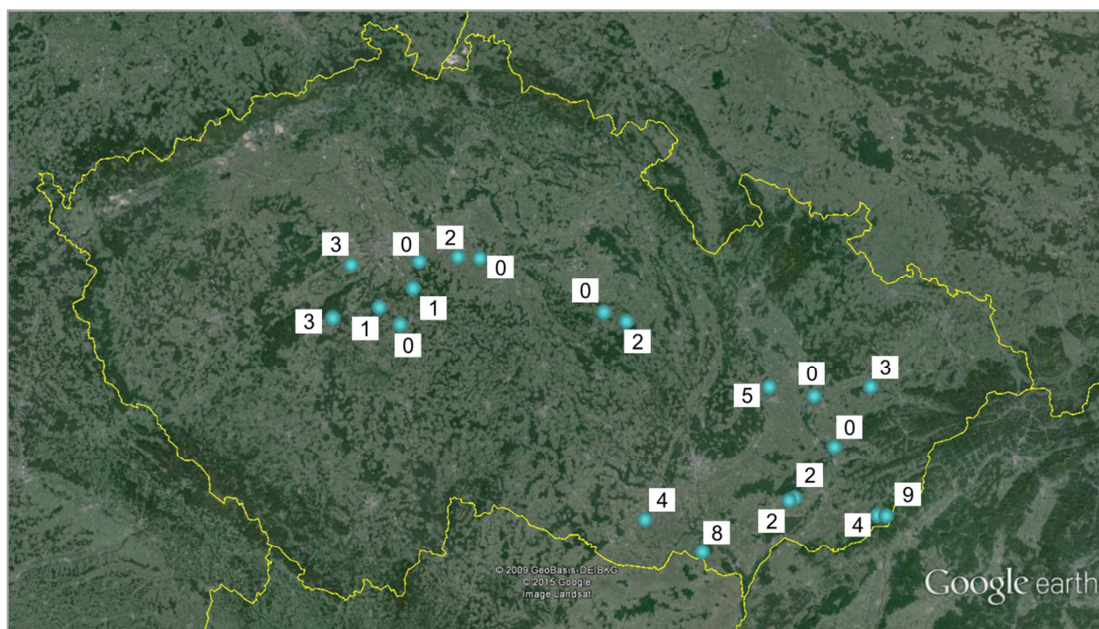


Legenda: 1 – Chýnice - Zbuzanská vápenka, 2 – Dobříš, 3 – Teletín, 4 – Tisem, 5 – Dolní Lomnice, 6 – Třebohostice, 7 – Vrbčany, 8 – Nová Ves u Kolína, 9 – Skuteč, 10 – Proseč, 11 – Čelechovice, 12 – Kokory, 13 – Černotín, 14 – Kurovice, 15 – Medlovice, 16 – Osvětimany, 17 – Komňa - lom Rasová, 18 – Starý Hrozenkov, 19 – Hostěradice, 20 – Mikulov - Svatý kopeček

Příloha 2 – Mapa znázorňující počty všech druhů na lokalitách



Příloha 3 – Mapa znázorňující počty ohrožených druhů na lokalitách





#### Příloha 4 - Seznam všech pozorovaných druhů a jejich četnosti.

Všechny druhy byly abecedně seřazeny do tabulky, kde jsou zaznamenány jejich četnosti. Zelené podbarvení četností poukazuje na vyšší zastoupení jedinců daných druhů v jednom z obou typů ploch. Druhy, u kterých je uveden stupeň ohrožení, jsou zařazeny na červeném seznamu bezobratlých živočichů (Farkač a kol. 2005).

Legenda: CR – kriticky ohrožený, EN – ohrožený, NT – téměř ohrožený,  
VU – zranitelný

DRUH	ČETNOST	S LOMEM	BEZ LOMU	OHROŽENÍ
<i>Adscita staites</i>	4	2	2	
<i>Aglais urticae</i>	342	158	184	
<i>Aglia tau</i>	8	6	2	
<i>Amatha phegea</i>	18	10	8	
<i>Anthocharis cardamines</i>	152	105	47	
<i>Apatura ilia</i>	4	3	1	
<i>Apatura iris</i>	4	3	1	
<i>Aphantopus hyperanthus</i>	1195	718	477	
<i>Araschnia levana</i>	230	144	86	
<i>Arethusana arethusa</i>	5	5	0	EN
<i>Argynnis adippe</i>	7	4	3	VU
<i>Argynnis paphia</i>	15	8	7	
<i>Aricia agestis</i>	13	6	7	
<i>Autographa gamma</i>	167	97	70	
<i>Boloria dia</i>	39	18	21	
<i>Boloria euphrosyne</i>	3	0	3	VU
<i>Boloria selene</i>	3	2	1	
<i>Brenthis ino</i>	8	8	0	
<i>Brintesia circe</i>	2	2	0	
<i>Calimorpha dominulla</i>	1	0	1	
<i>Callistege mi</i>	5	4	1	
<i>Callophrys rubi</i>	10	5	5	
<i>Carcharodus alceae</i>	1	1	0	VU
<i>Carterocephalus palaemon</i>	34	24	10	
<i>Celastrina argiolus</i>	54	49	5	
<i>Coenonympha arcania</i>	95	81	14	
<i>Coenonympha glycerion</i>	23	19	4	
<i>Coenonympha pamphilus</i>	912	460	452	
<i>Colias alfacariensis/hyale</i>	57	33	24	
<i>Colias crocea</i>	2	0	2	
<i>Cupido argiades</i>	151	60	91	
<i>Cupido decoloratus</i>	5	5	0	NT

DRUH	ČETNOST	S LOMEM	BEZ LOMU	OHROŽENÍ
<i>Cupido minimus</i>	34	34	0	
<i>Diacrisia sannio</i>	46	15	31	
<i>Ematurga atommara</i>	306	181	125	
<i>Emelia trabealis</i>	1	1	0	
<i>Epirrhoe alternata</i>	18	18	0	
<i>Epirrhoe tristata</i>	4	3	1	
<i>Erebia aethiops</i>	3	1	2	VU
<i>Erebia medusa</i>	29	8	21	
<i>Erynnis tages</i>	66	52	14	
<i>Euclidia glyphica</i>	64	49	15	
<i>Euplagia quadripunctaria</i>	12	9	3	
<i>Glaucopsyche alexis</i>	7	6	1	VU
<i>Gonepteryx rhamni</i>	99	48	51	
<i>Hesperia comma</i>	11	6	5	VU
<i>Heteropterus morpheus</i>	59	13	46	
<i>Hipparchia fagi</i>	10	10	0	VU
<i>Chiasmia clathrata</i>	99	81	18	
<i>Idaea ochrata</i>	21	21	0	
<i>Inachis io</i>	282	140	142	
<i>Iphiclides podalirius</i>	17	7	10	VU
<i>Issoria lathonia</i>	95	51	44	
<i>Lasiommata maera</i>	1	1	0	
<i>Lasiommata megera</i>	46	43	3	
<i>Leptidea reali/sinapis</i>	171	109	62	
<i>Lycaena dispar</i>	10	6	4	
<i>Lycaena hippothoe</i>	8	6	2	
<i>Lycaena phlaeas</i>	40	25	15	
<i>Lycaena tityrus</i>	3	1	2	
<i>Lythria purpuraria</i>	8	0	8	
<i>Macdunnoughia confusa</i>	2	2	0	
<i>Macroglossum stellatarum</i>	29	24	5	
<i>Maniola jurtina</i>	2107	1149	958	
<i>Melanargia galathea</i>	748	380	368	
<i>Melitaea athalia</i>	31	31	0	
<i>Melitaea britomartis/aurelia</i>	10	10	0	CR
<i>Melitaea cinxia</i>	91	41	50	EN
<i>Minoa murinata</i>	25	21	4	
<i>Neozephyrus quercus</i>	2	0	2	
<i>Nymphalis polychloros</i>	1	1	0	
<i>Ochlodes sylvanus</i>	178	117	61	

DRUH	ČETNOST	S LOMEM	BEZ LOMU	OHROŽENÍ
<i>Papilio machaon</i>	11	5	6	
<i>Pararge aegeria</i>	145	81	64	
<i>Penthopera morio</i>	1	0	1	
<i>Phengaris nausithous</i>	6	0	6	
<i>Phengaris teleius</i>	1	0	1	
<i>Pieris brassicae</i>	445	232	213	
<i>Pieris napi</i>	384	181	203	
<i>Pieris rapae</i>	1249	613	636	
<i>Plebejus argus</i>	325	245	80	
<i>Plebejus argyrognomon/idas</i>	17	17	0	VU
<i>Polygonia c-album</i>	52	37	15	
<i>Polyommatus bellargus</i>	37	37	0	VU
<i>Polyommatus coridon</i>	190	184	6	
<i>Polyommatus daphnis</i>	8	5	3	VU
<i>Polyommatus icarus</i>	393	263	130	
<i>Pseudopanthera macularia</i>	1	1	0	
<i>Pyrgus malvae</i>	17	13	4	
<i>Satyrium acaciae</i>	3	3	0	VU
<i>Satyrium ilicis</i>	1	1	0	EN
<i>Satyrium pruni</i>	1	1	0	
<i>Satyrium spini</i>	1	1	0	VU
<i>Satyrium w-album</i>	1	1	0	VU
<i>Scolitantides orion</i>	16	16	0	VU
<i>Scopula immorata</i>	2	1	1	
<i>Siona lineata</i>	252	139	113	
<i>Spialia sertorius</i>	5	4	1	VU
<i>Thecla betulae</i>	4	4	0	
<i>Thymelicus lineola</i>	808	367	441	
<i>Thymelicus sylvestris</i>	558	311	247	
<i>Timandra commae</i>	1	0	1	
<i>Vanessa atalanta</i>	110	65	45	
<i>Vanessa cardui</i>	242	131	111	
<i>Zerynthia polyxena</i>	8	8	0	VU
<i>Zygaena carniolica</i>	50	50	0	
<i>Zygaena filipendulae</i>	95	89	6	
<i>Zygaena loti</i>	9	8	1	
<i>Zygaena minos/purpuralis</i>	27	27	0	
<i>Zygaena viciae</i>	7	6	1	