

Jihočeská universita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

**Vliv aktivního hospodaření na  
diverzitu květomilného hmyzu v  
doubravách Národního parku Podyjí**

Bakalářská práce

**Michal Perlík**

Školitel: Mgr. Michal Plátek

České Budějovice 2014

Perlík, M., 2014: Vliv aktivního hospodaření na diverzitu květomilného hmyzu v doubravách Národního parku Podyjí. [Active management effect on floricolous insect diversity in oakwoods of Thaya National Park. Bc. Thesis in Czech.]- 35 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Two experimental clearings (isolated by dense forest from all sides and connected to meadow from one side) and four control plots (meadow, dense forest, sparse forest, forest edge) were established on six localities in Thaya National Park. Pan traps were used to collect floricolous insects. Diversity of floricolous beetles (Coleoptera) have been assessed using multivariate analysis. Effect of active management for diversity conservation is discussed.

**Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval 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, 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.**

**České Budějovice, 11.11.2014.**

Michal Perlík

## **Poděkování**

Děkuji svému školiteli Mgr. Michalovi Plátkovi, vedoucímu práce Mgr. Lukášovi Čížkovi Ph.D. a Mgr. Pavlovi Šebkovi za podnětné rady a komentáře při psaní této práce, za pomoc s postupem při zpracování materiálu a za pomoc se statistickou analýzou. Také děkuji Davidovi Hauckovi za determinaci brouků.

## Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle Práce	3
3. Otevřené lesy	3
3.1. Diversita otevřených lesů	4
3.1.1. Habitatová diversita	5
3.1.1.1. Mrtvé dřevo	5
3.2. Disturbance	6
3.2.1. Herbivorie	6
3.2.2. Člověk	6
3.2.3. Lesní pastva	7
3.2.4. Pařezení	7
3.2.5. Větrné polomy	8
3.3. Národní park Podyjí	8
3.4. Brouci	9
3.4.1. Florikolní	11
3.5. Ochrana přírody	13
3.5.1. Úloha lesa	13
3.5.2. Ochrana lesa	14
3.6. Pan traping	15
4. Metody a design práce	16
4.1. Lokalita výzkumu	16
4.2. Design výzkumu	16
4.3. Sběr dat	17
4.4. Zpracování dat	17
4.4.1. Statistická analýza	17
5. Výsledky	18
5.1. Sesbíraný materiál	18
5.2. Diversita a druhová skladba	18
6. Diskuse	22
6.1. Druhová diversita	22
6.2. Vliv managementu	22
6.3. Podobnosti biotopů	23
6.4. Budoucí management	23
6.4.1. Užitečnost pro ČR	24
6.5. Metoda sběru	24
7. Závěr	25
8. Zdroje	26
9. Přílohy	34

## 1. Úvod

Diversita evropských lesů výrazně poklesla v posledním století, ale teprve nyní si začínáme uvědomovat, jak moc a z jakých příčin. Česká Republika není výjimkou. Původním typem lesa na území Evropy mírného pásu, jsou otevřené lesy, vyznačující se otevřenou strukturou, druhovou diversitou, souběžnou existencí všech sukcesních stádií lesa (od zcela holé, nekolonizované půdy, přes ranně sukcesní stadia s náletovými společenstvy a lesní společenstva, až po konečná sukcesní stadia s holinami a mrtvým dřevem) a s nimi spojenými habitaty, dlouhodobým působením přirozených disturbancí (pastva a okus velkými býložravci, polomy způsobené vlivem větru, lesní požáry) a – samozřejmě bez lidských zásahů (BOUGET et al. 2005; VERA 2000).

K takovým lesům se váže vysoká diversita úzce specializovaných živočichů (především bezobratlých, vázaných na extrémní sukcesní stadia lesa, jako třeba mrtvé dřevo nebo obnažená půda) a rostlin (specialisté sukcesních extrémů, jako např. lesních světlin jsou oproti generalistům společenstev kulturní krajiny, konkurenčně slabí). Po nástupu člověka v přírodě vlivem neregulovaného lovu rapidně ubývalo velkých býložravců, natolik, že některé druhy z evropské přírody zcela vymizely. Ve starší době kamenné začaly vznikat pastevní lesy a produkční louky a pole, což umožnilo návrat velkých býložravců (i když z velké části těch domestikovaných) do, v té době už pastevních, lesů a to výrazně přispělo k udržení diversity lesa i přes to, že původní býložravci a s nimi spojené formy disturbancí, byli nahrazeni zvířaty méně původními, ale fungujícími velmi podobně. Společně s lesní pastvou bylo v lesích často pařezeno, což dále napomáhalo narušovat les a vytvářet tak dostatečně habitatově bohatou mozaiku pro vysoce diversifikovaná lesní společenstva (SJÖDIN et al. 2008, HORÁK 2008). Lesy se od začátku dvacátého století stávají více a více zapojenými (lesní pastva je na našem území zakázána zákonem a od tradičních metod lesního hospodaření se na drtivé většině našeho území upustilo), jsou vysazovány nepůvodní monokultury produkčních dřevin a na většině lesních území probíhají velkoplošné zákroky, které přispívají k homogenizaci a ztrátě jejich diversity (HORÁK 2008). Zvýšení homogenity prostředí znamená výraznou ztrátu konektivity různých habitatových typů a sukcesních stádií a tím pádem zabránění migrace mezi nimi, což může pro některé speciality mít naprosto devastační důsledky (ČÍŽEK 2007). Mezi ubývající a ohrožené skupiny specialistů otevřených lesů se, kromě rostlin, řadí široká škála především bezobratlých živočichů, jako jsou třeba motýli, blanokřídlí, švábi a brouci (KONVICKA 2005, FARTMAN et al. 2013).

Tato práce se zabývá florikolními brouky – brouky vázanými na kvetoucí rostliny, pastevních lesů. Brouci, jako řád hmyzu, jsou obvykle velmi konzervativní ve svých nárocích na prostředí a zároveň jsou jejich nároky často velmi specifické. Kromě toho mají brouci obecně relativně špatné dispersní schopnosti, ať už se jedná o maximální doletovou vzdálenost nebo orientaci v prostoru. Proto je vliv úbytku přirozeného životního prostředí, některých specializovaných skupin florikolních brouků, často velmi dobře pozorovatelný na současných stavech jejich populací. S úbytkem otevřených lesů s přirozeným druhovým složením a strukturou, ubývají i rostlinná společenstva, vázaná na jejich strukturu (VAN CALSTER et al. 2008, BARKHAM et al. 1991). Taková společenstva jsou v hustých stejnověkových, jednodruhových, produkčních lesích nahrazována společenstvy nitrofilních stinných a vlhkých stanovišť anebo generalistů se širokou ekologickou valencí. S úbytkem soliterně rostoucích stromů s podíly osluněného mrtvého dřeva, zcela běžných v otevřeném lese a prakticky neexistujících v lese zapojeném, ubývají i bezobratlí živočichové vázaní svým vývojem na mrtvé dřevo (nejrychleji se zmenšující ekologická nika v Evropě posledních let) (NORDÉN et al. 2004). Kromě mrtvého dřeva ve správné formě (ležícího, stojícího, periferního, osluněného atd.) potřebují někteří florikolní brouci také vhodné živné rostliny. A pokud se tyto rostliny nevyskytují v blízkosti stromů, které potřebují k vývoji, musí za živnými rostlinami migrovat přes nevhodná stanoviště (suboptimální habitaty), což je pro brouky díky jejich omezeným dispersním schopnostem často nepřekonatelná migrační bariéra (HORAK 2008, ČÍŽEK 2007). V současné době je většina ohrožených a vzácných druhů situována do posledních zbytků svého přirozeného prostředí (refugií) obklopených prostředím suboptimálním nebo přímo nevhodným (sink habitats). Podle průzkumů se v refugiích vyskytuje zhruba 10% procent populací specialistů, zatímco zbývajících 90% populací je v sinkových habitatech dlouhodobě udržováno díky dispersi z refugií. To ovšem není dlouhodobě udržitelný stav protože, refugia dlouhodobě degradují a jejich zdroje jsou vyčerpávány a s jejich zánikem mizí i všechny okolní populace sinkových habitatů (FRANC et al. 2008, SAUNDERS et al. 2008). Je proto třeba znát životní nároky jednotlivých specializovaných druhů florikolních brouků a dokázat účinně lokalizovat a popř. rozšířit nebo de novo vytvořit jejich přirozené životní prostředí, pokud mají tyto druhy být zachráněny před naprostým vyhynutím.

## **2. Cíle Práce**

Provést stručnou rešerši studované problematiky.

Provést terénní experiment, na jehož základě bude možné zhodnotit vliv aktivního managementu v Národním Parku Podyjí na květomilné brouky.

Zhodnotit výsledky experimentu mnohorozměrnými analytickými metodami.

Vyvodit z výsledků efektivitu managementu z pohledu ochránářské biologie a navrhnout další kroky.

## **3. Otevřené lesy**

Otevřené lesy jsou, na úrovni evropského mírného pásu, biotopy s nejvyšší biodiverzitou a výskytem vzácných a ohrožených druhů organismů všech skupin. To je dáno především tím, že jsou historicky nejpůvodnějším typem lesa, jehož struktura byla i po neolitické revoluci a s ní spojeným úbytkem velkých býložravců, na nichž byla přirozená obnova lesa silně závislá, udržována zásahy člověka díky pařezení, mýcení a lesní pastvě (BOUGET et al. 2005, VERA 2000). Takové lesy přetrvávaly na našem území díky tradičním formám hospodaření až do cca druhé poloviny 18. století, kdy byla za vlády Marie Terezie vydána reforma zakazující lesní pastvu, která platí až dodnes. Od zákazu lesní pastvy začaly otevřené lesy pomalu ustupovat polím a loukám a postupně se měnit v lesy husté se silným zápojem korun, ve kterých veškerá diversita světlo milných druhů, která se zde během jejich dlouhé historie vytvářela, postupně mizela. Světlo milné druhy specializované k využívání bohaté mozaiky habitatů poskytované otevřeným lesem, byly postupně nahrazovány konkurenčně silnějšími druhy tolerujícími stín s malými dispersními schopnostmi, lépe adaptovanými na nově vznikající lesní strukturu (HERRERA et al. 2002, BUCEK 2000). To se týká jak rostlin, tak živočichů, obzvláště pak bezobratlých, vázaných potravně nebo vývojem na rostliny. Kvůli takto zvýšené kompetici byly původní kompetičně slabší druhy zatlačovány z nově strukturovaných lesů do těch nepozměněných, anebo dále existovaly ve svém původním prostředí v suboptimálních podmínkách a jejich populační hustoty postupně klesaly. Na některých místech mohl být proces přeměny lesa zpomalen nebo dokonce i krátkodobě zastaven (pokračování v pařezení a lesní pastvě, vysoké density zvěře nebo jen přirozeně pomalým zmlazením lesa). V takových refugiích se mohla původní společenstva v nezměněné nebo reálně jen velmi málo pozměněné formě udržet až do současnosti. Naneštěstí jsou v dnešní době podobné lokality velmi vzácné, o velmi malých rozlohách a daleko od sebe navzájem, což efektivně zabraňuje dispersi mezi nimi (KONVICKA et al. 2005, 2006). Efekty takové dlouhodobé izolovanosti jsou kumulativní a mohou mít na celý ekosystém vážný až zcela destruktivní vliv. Takové lokality mají

přírodně vysokou ochrannou hodnotu, stejně jako vysokou výpovědní hodnotu o původním složení lesních společenstev a vztazích v nich fungujících.

### **3.1. Diversita otevřených lesů**

Vysoká úroveň biodiversity v otevřených lesích je dána především pestrou mozaikou různých typů habitatů, které mohou podporovat široké spektrum i velmi specializovaných druhů živočichů a rostlin. Touto mozaikou se rozumí přítomnost všech sukcesních stádií lesa, od zcela raných, čerstvě kolonizovaných světlých stanovišť, až po stanoviště, na kterých dominuje mrtvé dřevo (VERA 2000, SUTHERLAND et al. 2002). Právě tyto dvě věkové třídy lesa v posledních letech z evropských lesů ve velkém mizí a to hlavně kvůli komerčnímu vysazování lesů a velkoplošné těžbě. Komerčně vysazované a spravované lesy mají velmi uniformní věkovou strukturu na velkých plochách a ta je dále člověkem homogenizována (mrtvé dřevo je odtěžováno, zákaz lesní pastvy, regulace densit herbivorů). Pokud cenné, sukcesně extrémní stanoviště sousedí s lesem, bude velká plocha zapojeného lesa působit jako dispersní bariéra pro druhy specializované na extrémní sukcesní stanoviště (mají obvykle nižší dispersní i kompetiční schopnosti, než druhy asociované se zapojeným lesem) (SPITZER et al. 2005).

Bez dostatečné konektivity mezi různými sukcesními stádii lesa, způsobené jak jejich příliš vzácným výskytem, tak fyzickou izolací nebo existencí funkčních dispersních bariér, se dříve či později projeví bottleneck effect, což může mít za následek ochuzení genomů postižených populací, jež může vést ke snížení fitness až celkovému zhroucení lokálního ekosystému. Velká rozloha zapojených, hustých lesů tak silně ovlivňuje stabilitu refugií se specialisty otevřených lesů a jejich schopnost dlouhodobě fungovat v původní podobě. Rovněž komerční formy lesního managementu zabráňují dalšímu vzniku takových refugií (MIKLÍN et al. 2014, ABDEL MONIEM et al. 2013). Mnoho specializovaných druhů se v současné době vyskytuje v okrajových částech hustého lesa, kam byly vytlačeny ztrátou svého přirozeného prostředí, a kde jsou podmínky lokálně podobné podmínkám panujícím v otevřeném lese (MURCIA 1995).



### **3.1.1. Habitatová diversita**

Velká diversita habitatových typů je v otevřených lesích přítomná především díky dlouhodobému a do určité míry selektivnímu působení disturbancí různých rozsahů. V přirozeně fungujícím lesním ekosystému mají na strukturu největší vliv právě různé druhy disturbancí (HÉDL et al. 2010, SJÖDIN et al. 2008). Narušená stanoviště a s nimi asociované habitaty (mrtvé dřevo nebo obnažená osluněná půda), poskytují ideální životní podmínky pro organismy, které jsou na tyto efemerní habitaty úzce specializované. Takových lokalit a jejich původních obyvatel už ale dlouhou dobu velmi rychle ubývá, a je to právě zásluhou ubývání přirozených disturbancí (megaherbivoři, lesní pastva), případně odstraňování následků disturbancí z ekonomických důvodů (odtěžování mrtvého dřeva po větrných polomech, velkoplošná těžba)(ČÍŽEK 2007).

#### **3.1.1.1. Mrtvé dřevo**

Mrtvé dřevo nebo trouch je nedílnou součástí všech přirozených ekosystémů a je pro jejich správné fungování naprosto nezbytné protože, je na něj vázáno velké množství specialistů (houby, bezobratlí). Ti mohou být na dřevo vázáni buď potravně nebo svým vývojem (saproxyličtí specialisté), anebo jej využívají jako úkryt nebo životní prostor (stabilní podmínky, vlhkost, ochrana). Mrtvé dřevo se vyskytuje v různých podobách, z nichž u každé se dá předpokládat právě na ni úzce specializovaný organismus. Hlavními typy mrtvého dřeva jsou stojící odumřelé nebo odumírající stromy, padlé kmeny a silné větve, drobné kusy dřeva oddělené od stromů (kusy kůry, tenké větve) a v neposlední řadě mrtvé dřevo na živých stromech (v dutinách, ve zlomech nebo odumírající zastíněné nebo částečně odlomené větve) (YOSHITAKE et al. 2014, HORÁK 2008, VODKA et al. 2009).

Samotná přítomnost mrtvého dřeva však není jediným faktorem ovlivňujícím přítomnost vzácných a úzce specializovaných druhů. Důležitá je i jeho poloha v lese a lesní struktuře, přístupnost pro specialisty (přístupnost kůry, stupeň rozkladu), průměr kmene nebo větví a oslunění. Mnoho saproxylických druhů je ve svých nárocích na prostředí velmi konzervativní a proto se často nevyskytují ani na lokalitách s dostatkem mrtvého dřeva, právě proto, že se tam mrtvé dřevo nevyskytuje právě v podobě, kterou dané druhy vyžadují pro svou existenci (NORDÉN et al. 2004, HORÁK 2008, ALBERT et al. 2012). Tato nízká schopnost přizpůsobení změněným životním podmínkám je hlavní příčinou nízkých kompetičních schopností úzce specializovaných druhů oproti generalistům, kteří je postupně vytlačují a nahrazují.

### **3.2. Disturbance**

Přírozeným zdrojem disturbancí, udržujících otevřenou strukturu lesa, byla dříve, kromě náhodně se vyskytujících živelných vlivů, volně žijící megafauna. Později, po nástupu člověka a ústupu megafauny, byla významným zdrojem narušování lesní pastva (SJÖDIN et al. 2008, HORÁK 2008). Selektivní okus i generalizovaná pastva zabraňuje přirozenému zmlazování lesa a tím udržuje jeho rozvolněnou strukturu. Dlouhodobé působení vysokých densit megaherbivorů na les může za určitých podmínek způsobit i úplný zánik lesa a vznik stepi. Naopak při dlouhodobě nízkých densitách herbivorů začne vznikat zapojený les s malým osluněním, a relativně chudým bylinným patrem, jehož druhy bývají kompetičně silnější, než druhy otevřenějších stanovišť. Těchto principů se často užívá v ochranné biologii. Tam, kde přirozené zdroje disturbancí vymizely, se konzervační biologové snaží navrátit je, buď v původní podobě, nebo je vhodně nahradit.

#### **3.2.1. Herbivorie**

Velká zvířata způsobují svým pobytem v lese poškození všech typů rostlin, od bylinného patra (pastva, sešlap) až po patro stromové. Na stromové patro působí zvířata především poškozováním (hlavně selektivní okus) výmladků a semenáčků, a požíváním rozmnožovacích struktur (semen), čímž zpomalují a na některých místech zcela zastavují obnovu a zmlazení lesa (VERA 2000, BUCEK 2000).

#### **3.2.2. Člověk**

Po příchodu člověka začali velcí herbivoři z našich lesů postupně mizet. To bylo zapříčiněno jak přímo - lovem, tak nepřímo - úbytkem jejich přirozeného životního prostředí. Odlesňování krajiny a nahrazování lesů hospodářským typem krajiny mělo obzvláště na velká zvířata velmi vážný dopad. Ztráta prostředí, co do rozlohy, nebyla ale hlavní příčinou úbytku megafauny. Problémem byla i fragmentace krajiny, zapříčiněná člověkem vytvořenými migračními bariérami (města, přehrady apod.), které přispěli k nižší genetické variabilitě v odizolovaných populacích a tím k postupnému snížení jejich fitness. Volně žijící populace velkých býložravců v kulturní krajině jsou příliš fragmentované a o příliš nízkých hustotách na to, aby dostatečně bránily obnově lesa a udržovaly jeho otevřenou strukturu. Po změně celkového rázu krajiny a ústupu původní fauny, se jedním z hlavních zdrojů lesních disturbancí stala lesní pastva (FANTA 2007, POKORNÝ 2005, GREMLICA 2014).

### 3.2.3. Lesní pastva

Lesní pastva je tradiční metodou lesního hospodaření udržující les, který je touto metodou obhospodařován v podobě velmi blízké přirozenému stavu (COLE et al. 2002, SPITZER et al. 2008). Veškerá původní pastva probíhala až do mladší doby kamenné (500-0 l. př. n. l.), kdy se v archeologických záznamech začaly objevovat první kosy, umožňující vznik pastevních a zemědělských luk, v přirozených rozvolněných lesích (BUCEK 2000). Dobytek spásající výmladky a nižší lesní vegetaci bránil obnově lesa a udržoval les otevřený s dostatkem habitatové variability. Dříve se jednalo o velmi rozšířený způsob příkrmování dobytka, obzvláště před zimou, kdy se velmi často nechávala prasata pást na úrodě žaludů (BUCEK 2000). Jelikož skladba potravy ovlivňuje chuť masa, je maso takto vykrmených prasat i dnes považováno za velkou lahůdku. I velmi intenzivní lesní pastva má na les, respektive jeho výnosnost a často i rostlinou a živočišnou diversitu, pozitivní vliv. Pastva prospívá, kromě živočichů, i rostlinám, na něž jsou vázáni (NÚŇEZ et al. 2000, JENSEN et al. 2012, AGRAWAL 2013).

V pasekových společenstvech se vyskytují druhy rostlin, které jsou jako potrava pro dobytek nevhodné, jsou nechutné nebo jedovaté (např. pryšce, pelyňky či ocúny). Kromě toho se zde vyskytují také druhy trnité nebo ostnité (např. jalovce, hlohy, bodláky nebo pupavy). Na pastvinách převládají druhy, snadno regenerující i po odstranění nadzemních částí okusem a snadno sevegetativně šířící, jako třeba vytrvalé oddenkaté trávy (např. psinečky, jílky a psárky). Dále se na pasekách vyskytují druhy, schopné využití zvýšený obsah dusíku a fosforu v půdě, způsobený vlivem přítomnosti trusu dobytka na pasekách (např. kopřivy, kontryhele, šťovíky a mochna husí) (BUCEK 2000). Proto se tento způsob lesního hospodaření udržel až do velmi nedávné minulosti.

### 3.2.4. Pařezení

Lesní pastva šla na mnoha místech často ruku v ruce s dalšími způsoby tradičního lesního hospodaření, jako třeba s pařezáním. Periodické ořezávání (na našem území především v doubravách) silnějších větví a výmladků, jako palivového dřeva nebo jako rezervní krmivo pro domácí zvířata, napomáhá vzniku dutin s dostatkem živého i mrtvého dřeva, které je pro mnohé druhy pasekových specialistů naprosto nezbytné (pro vývoj, jako potrava nebo úkryt) (BROOME et al. 2011, NORDÉN 2003). Dále jsou takto využívané stromy v pastevních lesích, dostatečně řídké rozprostřeny a tak mohou dosáhnout rozměrů kmene, kterých by strom rostoucí v zapojeném lese nikdy nedosáhl (průměr kmene). To je důležitým faktorem pro výběr stromu různými dřevními specialisty. Dostatečně velký průměr kmene společně s dutinami vzniklými pařezáním v otevřeném lese,

poskytuje dostatek životního a vývojového prostoru s různou mírou oslunění a přispívá tak k habitatové diversitě lesa pro hmyz vázaný na dřevo. Pravidelné prořezávání, v rozumném rozsahu, napomáhá regeneraci stromů (zejména u dubů) prostřednictvím výmladků (GÖTMARK 2007). Po odumření takto rostlého stromu, může jeho kmen zůstat stát a sloužit dál jako rezervoár mrtvého dřeva v mozaice řídkého lesa. I padlý strom je využíván specialisty, ale často zcela jinými než odumřelý stojící strom (KOPECKÝ et al. 2013, ŠEBEK et al. 2013). Na pasekách vlivem častého okusu vznikají nanické, okusové formy dřevin. Ty vznikají díky schopnosti těchto dřevin regenerovat z vegetačních vrcholů a koncových větví. Nanické dřevinné formy vznikají např. u habrů, buků, borovic, smrků a modřínů.

### **3.2.5. Větrné polomy**

Poškození lesa vlivem větru je v přírodě běžným disturbujícím mechanismem. Díky nahodilému výskytu dostatečně silných vichřic v prostoru i čase, napomáhá polom udržení dostatečně diversifikované lesní struktury (SJÖDIN et al. 2008). Kde dojde vlivem větru k narušení lesa, může, podle typu lesa dojít ke zmlazení stromů pomocí výmladků (vzniká porost s podílem stojících pařezů, s dutinami a podílem mrtvého dřeva vhodný pro mnohé specialisty), nebo sukcesí, kdy ze začátku převládají buď náletové, daleko se šířící rostliny, nebo rostliny rostoucí z dormantních semen, schopných dlouhodobě přečkávat nevhodné podmínky v semenné bance lesa (BOUGET et al. 2005). Při dostatečném působení herbivorů na větrem narušeném území (okus semenáčků, výmladků, spásání bylin, narušování půdy a zvýšení obsahu živin v půdě defekací) dochází i v zapojeném lese ke vzniku různě velkých otevřených stanovišť, která mohou po omezenou dobu sloužit, jako refugia pasekových a specializovaných druhů (HORÁK 2008).

### **3.3. Národní park Podyjí**

Národní park Podyjí byl vyhlášen ke dni 1. července 1991 nařízením vlády ČR č. 164/1991 Sb. K zajištění ochrany přírody na území NP Podyjí a jeho ochranného pásma byla zřízena Správa NP Podyjí. Národní Park Podyjí leží, společně s rakouským National Park Thayatal, na březích řeky Dyje. Na Českém území leží chráněné území podél Dyje, mezi městy Znojmo a Vranov nad Dyjí, na rozhraní dvou biogeografických soustav, Českomoravské Vrchoviny a Dyjskosvrateckého Úvalu, podél Česko (Moravsko) Rakouských hranic. Hlavním vegetačním typem jsou zde listnaté lesy s dominantou dubohabřin a bučin. Podyjí tvoří bohatá mozaika různých biotopů a krajinných prvků, od přirozeně vzniklých říčních meandrů, bohatých nivních luk, přes lesostepní formace otevřených listnatých lesů, rostoucích na sprašových svazích říčního kaňonu, až po suťové

lesy a holé skalní stěny. Krajina kaňonu řeky Dyje je jedinečná, nejen kvůli své jižní poloze a orientaci, díky které umožňují průnik teplomilných druhů jižnějších částí Evropy hlouběji do našeho území, než by bez ní bylo možné, ale také díky svojí historii.

Území dnešního Podyjí má bohatou historii hospodářského využívání lesa a krajiny. Kvůli strmým svahům údolí řeky Dyje nebylo lidské hospodaření nikdy v takovém rozsahu,

aby dlouhodoběji a velkoplošně ovlivnilo biodiverzitu. Lesní pastva i v extensivní podobě dostatečně ovlivňovala skladbu lesa a zároveň byla prostorově řídká rozprostřena po celém území, což napomáhalo udržení mozaikovitě struktury krajiny. Různé úrovně vlhkostního, živinového a teplotního gradientu mezi dnem údolí s řekou a nivními loukami a vysokými suchými silně osluněnými skalnatými svahy dál napomáhají udržování dostatečné mozaikovitosti prostředí. Pařezení, jako běžná lesnická praktika, se zde i přes Tereziánské lesnické reformy (krom jiného zákaz pařezení) udržela až do cca první poloviny dvacátého století, díky čemuž jsou lesy Podyjí velmi blízké lesům tradičně spravovaných. I přesto, že od tradičních lesnických praktik bylo upuštěno už před zhruba padesáti lety, zachovávají si zdejší lesy otevřenou strukturu (i přesto, že les se stává více a více zapojeným) a velmi bohatou, jedinečnou flóru (brambořík nachový, lilie zlatohlavá, jalovec obecný, volovec vrbolistý, kavyl Ivanův, lakušník vzplývavý, jeřáb muk hardeggský, kosatec dvoubarevný, divizna nádherná, koniklec velkokvětý a 18 druhů orchidejí) a faunu, především bezobratlé vázané na pastevní otevřené lesy, specialisty vázané na mrtvé dřevo a druhy nivních fytoocenóz. Kromě toho je zde vysoká diversita ptáků, plazů a obojživelníků, ale i ryb, spadajících hlavně do ryb pstruhového, lipanového a parmového pásma ([www.nppodyji.cz/](http://www.nppodyji.cz/)).

Opuštěné pastevní lesy hostí vysokou diversitu vzácných bezobratlých živočichů. Nachází se zde refugia druhů, které v kulturní krajině buď již zcela vymizely, nebo jsou až na výjimky na ústupu. Kvůli opuštění od pařezení a lesní pastvy se lesy stávají více zapojené a jejich specialisté ztrácí své přirozené prostředí (KOPECKÝ et al. 2013, NÚŇEZ et al. 2012).

### **3.4. Brouci**

Ideální skupinou bezobratlých, pro monitorování biologické kvality vybrané lokality jsou brouci (*Coleoptera*) (CROWSON 1981), díky svým obvykle dost omezeným dispersním a navigačním schopnostem, vysoké diversitě a také kvůli často velmi konzervativním nárokům na prostředí popř. na vývoj, rozmnožování a potravní zdroje (HERRERA et al. 2002, WANG et al. 2013). Vývojový cyklus brouků může trvat i několik let a vyžaduje velmi stálé podmínky (CROWSON 1981). Schopnosti mnoha brouků, adaptovat

se na změnu prostředí jsou velmi omezené, proto často v původních společenstvech pasek figurují brouci, kteří kvůli homogenizaci prostředí a ztrátě diversity, v kulturní krajině chybí. Omezené schopnosti disperse (ÁVALOS et al. 2014) a navigace prostředím také brání broukům šířit se na větší vzdálenosti fragmentovanou krajinou a přes migrační bariéry. Za migrační bariéru lze považovat například hustý, uniformní, zapojený les, velké lány polí s kulturními plodinami, města anebo jakoukoliv větší vzdálenost, kterou by brouk musel urazit bez nalezení toho, za čím migruje (ABDEL MONIEM et al. 2013).

Mnoho pasekových specialistů potřebuje k vývoji úzce specifické podmínky: obnaženou osluněnou půdu nebo např. specifický strom (druh, tloušťka kmene, oslunění, mrtvé dřevo). Velký podíl specialistů má silnou vazbu na staré, volně rostlé duby a ty ubývají s rostoucím zápojem lesa (ALBERT et al. 2012). Obligátní specializace na živnou rostlinu (u florikolních nebo xylofágních brouků) může být také jeden z důvodů úbytku vzácných druhů.

Velká pozornost ochranářů je směřována na saproxylické brouky (ÅSTRÖM 2013 et al., ALBERT et al. 2012, RAJE et al. 2012). V moderní kulturní krajině ubývá pastevních lesů s volně rostoucími starými duby (i jinými dřevinami), na které jsou tyto vzácné druhy vázané. Mezi zástupce této skupiny patří např. tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), deštníkový saproxylický druh, prodávající svůj několika roční vývoj v mrtvém dřevě starých, volně rostoucích dubů, tolik typických pro pastevní lesy. Dále pak tesařík alpský (*Rosalia alpina*), páchník hnědý (*Osmoderma eremita*), kravec olšový (*Dicerca alni*) nebo i roháč obecný (*Lucanus cervus*) a mnoho dalších (HORÁK 2008, KONVIČKA et al. 2005, 2006). Všichni tito živočichové se vyznačují rapidním úbytkem populací na celém našem území v posledních cca padesáti letech.

Koprofágní hmyz rovněž neodmyslitelně patří do pasekových společenstev. Výskyt zvěře nebo dobytka a jejich výkalů v lese přispívá ke zvýšení obsahu živin v půdě a celém ekosystému (YOSHITAKE et al. 2014). Na výkaly herbivorů jsou vázáni dvoukřídlí a brouci (*Geotrupidae*). Životním cyklem jsou mnozí brouci této skupiny, úzce vázáni na výkaly osluněných stanovišť a pasek. I tato skupina živočichů trpí populačním úbytkem a to především kvůli zákazu lesní pastvy v kombinaci s často dost konzervativními nároky na vývoj, stravu nebo jiné životní podmínky (KONVIČKA et al. 2005). Díky jejich výskytu (hloubení chodeb, tunelů pod výkalem, přesunování částí výkalu) v ekosystému se urychluje koloběh živin v relativně blízkém okruhu kolem výkalů a tím se zpomaluje eutrofizace nebo úroveň eutrofizace kolísá se vzdáleností od míst jejich výskytu a dále napomáhá fragmentaci biotopu a diversity habitatů.

### 3.4.1. Florikolní

Minimum pozornosti je směřováno na květomilný tedy florikolní hmyz pastevních lesů a na interakce s prostředím, ve kterých je vázán (CAMPBELL et al. 2007). Květomilný hmyz je hmyz vázaný na květy (byliny, keře, stromy), nejčastěji jako na potravní zdroj, proto je nejnápadnější pozorovat jeho imága, za vhodných podmínek, na kvetoucích rostlinách. Nejčastější potravou zástupců této skupiny je nektar a pyl, ale někdy mohou i požírat různé květní části nebo se živit i na extraflorálních nektáriích (CROWSON 1981). K požívání pylu mohou napomáhat morfologické adaptace, jako třeba kartáčovité ústní ústrojí, lízací ústní ústrojí, sosáky nebo prostě jen dostatečně malá velikost umožňující vniknutí do hlubokých trubkových květů i živočichovi se zcela nespécializovaným ústním ústrojím (WANG 2013, HERRERA et al. 2002).

O květomilných broucích je známo velmi málo, protože jejich potravní nároky mohou být úzce spojené s jedním známým rodem (druhem) živné rostliny, ale to není vše, co určuje, zda se květomilní zástupci Coleopter budou na vybraném místě vyskytovat. Úroveň oslunění a populační density jak jedinců fokálních brouků, tak živných rostlin, mohou ovlivňovat výskyt těchto druhů (brouků i rostlin). Velmi nízké density živných rostlin ve vhodném prostředí mohou omezovat množství potravy, které si jedinec dokáže opatřit a stejně tak mohou negativně ovlivnit šance najít si partnera a rozmnožit se (ABDEL MONIEM et al. 2013). Krom potravních nároků a nároků na prostředí imág, je třeba znát i potřeby larev, které jsou často zcela odlišné od potřeb dospělých brouků. Larvy se často vyvíjejí v mrtvém dřevě, ve stoncích bylin, v zemi, hrabance nebo v trouchu, popř. během svého vývoje mění své nároky na prostředí i způsob obživy (Meloidae). Nároky larev jsou také velice konzervativní a kvůli jejich obvykle velmi omezené pohyblivosti a sensorické výbavě mají faktory, které jejich životní cyklus ovlivňují, často mnohem větší vliv na výskyt florikolních brouků (Když larvě vyvíjející se v mrtvém dřevě dojde dřevo, zřídka kdy vyrazí hledat nový pařez, nebo pozmění své potravní nároky) než samotné živné rostliny imág (Imága po vylíhnutí dokážou živné rostliny a partnery aktivně vyhledávat). Mezi typické skupiny florikolních brouků patří lesknáčkovití (Nitidulidae), krascovití (Buprestidae), zlatohlávkovití (Cetoniinae), stehenáčovití (Oedemeridae), hrotnatcovití (Mordellidae), Scaptiidae a částečně nebo příležitostně páteříčkovití (Cantharidae), tesaříkovití (Cerambycidae), mandelinkovití (Chrysomelidae) nebo majkovití (Meloidae) (CROWSON 1981). Některé zmíněné skupiny mají silný vliv na opylování, a to díky přenášení pylu na ústním ústrojí, končetinách nebo chlupech kterékoliv tělní části. Jiné skupiny mohou mít na rozmnožování živné rostliny negativní vliv, požíváním květních částí čímž mohou

v některých případech rostlinu efektivně sterilizovat (MAWDSLEY et al. 2003, DÖRING et al. 2012, HOKKANEN et al. 2000).

Kvůli nedostatečné pozornosti věnované těmto skupinám brouků v kontextu s prostředím (pasevního lesa), se některé druhy z našeho území buď zcela ztrácí, nebo se vyskytují především na okraji lesa nebo v opuštěných pasevních lesích (které ale zarůstají a stávají se pro ně nevhodnými). Do těchto biotopů mohly být historicky vytlačeny úbytkem jejich přirozeného životního prostředí vlivem lidské činnosti, především homogenizací krajiny a zvýšením lesního zápoje. Opylovači z řádu Coleoptera jsou charakterizováni svým vlastním polinačním syndromem (květy ploché nebo mírně miskovité, nevýrazná barva, slabá vůně, noční nebo krepuskulární aktivita opylovačů), který ale platí jen pro některé skupiny brouků, sedajících na květy, nejčastěji na ty, kteří se živí nektarem.

Brouci živící se květními částmi rostlin se na kratší vzdálenosti orientují podle barvy, velikosti a tvaru květů. Takoví brouci jsou častěji denní až krepuskulární a vyhledávají často pestře zbarvené květy, na kterých jsou někdy přítomné naváděcí skvrny nebo linky zapadající více do včelího polinačního syndromu (DÖRING et al. 2012). Problémem v současné ochranné biologii je kritická neznalost všech vztahů mezi brouky a jejich prostředím a to především proto, že vztahy florikolních brouků a jejich vazby na prostředí jsou často mnohem složitější, než u jiných skupin (CROWSON 1981). Mnoho druhů této skupiny je svým larválním vývojem vázáno na jinou rostlinu nebo jiné druhy rostlin než na jaké je vázáno potravně v dospělosti. Tyto rostliny mohou být nejen odlišné svými vlastnostmi, ale i svými nároky na prostředí. Proto se může stát, že se nevyskytují ve stejném rostlinném společenstvu a při ztrátě kontinuity prostředí a habitatové mozaiky (jak se tomu děje v moderní kulturní krajině) (TAKI et al. 2013), dochází k odlišné životaschopnosti populací larev a imág. Ztráta původních disturbovaných lesních společenstev tak má na některé florikolní brouky velmi silný negativní vliv, jehož rozsah není ještě zcela prostudován a pochopen.



### 3.5. Ochrana přírody

Názory na ochranu přírody a zejména lesa stejně, jako názor na úlohu lesa v krajině, prodělaly v posledních letech několik drastických změn oproti minulosti (FANTA 2007, 2011). Hlavním hybatelem v tomto směru se stal obrat v názorech na to, jak vlastně přirozený les vypadá. Vědecká společnost se dříve přikláněla k názoru, že přirozeným typem krajiny je zapojený les, ale nyní je většina vědců, především paleoekologů, jednotná v názoru, že přirozeným typem krajiny je právě les otevřený/pastevní (VERA 2000). Představa hustého pralesa, jako původní typ majoritní krajiny, vyvstala z nedostatečné znalosti původní povahy evropských ekosystémů a jejich druhového složení (BROWN et al. 2009). Tato představa vycházela z předpokladu, že v dnešní době pozorovaná spontánní sukcese a vývoj krajiny jsou blízké přirozenému vývoji. Ale moderní krajina je natolik změněná oproti přirozenému stavu, že jakékoliv procesy, které v ní dnes pozorujeme, jsou také ovlivněny její změněnou strukturou, a proto nepřesně reprezentují procesy přírodní (GREMLICA 2014, VAN CALSTER et al. 2008). V krajině bez lidského vlivu na složení a strukturu vegetace, stejně jako na density herbivorů, vzniká vlivem přírodních disturbancí otevřený les (VERA 2000).

#### 3.5.1. Úloha lesa

I obecný názor na to, jaká je úloha lesní krajiny, prodělal výrazné změny. Ještě před zhruba dvaceti pěti lety byla jediná úloha lesa produkce dřeva v co největším množství, na co největší ploše a co nejrychleji. To už pochopitelně není aktuální situace, ale i v posledních letech stále dochází k extensivní těžbě dřeva, tam kde je to možné a žádoucí. K tomu se užívá, těžké techniky, jako např. harvesterů, umožňující velkoplošnou těžbu dřeva při mnohem nižších nákladech než s použitím starších technologií. Rovněž dochází k velkoplošné přípravě půdy, masivní homogenizaci svrchní vrstvy půdy po odtěžení stromů, sloužící k přípravě půdy k další umělé výsadbě (nejčastěji smrkové monokultury). To vedlo k drastickému ochuzení druhové skladby všech prvků většiny našich lesů (ČÍŽEK 2007).

Moderní společnost upouští od nahlížení na les pouze jako na zdroj dřeva a místo toho mnohem více vnímá jeho estetické, ekologické, historické, kulturní a konzervační vlastnosti. Tato změna ve vnímání lesa není universální pro celou Evropu ani pro celou Českou Republiku. Je patrný jistý trend, zvýšení zájmu o složení lesa, jeho stabilitu a schopnost přirozené obnovy s minimem lidských zásahů (KOPECKÝ et al. 2013). Stejně tak rostou snahy o prosazení, pro les, méně drastických způsobů těžby s nižším podílem využití těžké techniky, která vážně poškozuje les (příliš rozsáhlé disturbance a příliš

dlouhodobá a radikální změna lesní struktury) (FANTA 1997). Při péči o les je také třeba přihlídnout k podmínkám prostředí a historii konkrétních lokalit a v místech, kde velkoplošná těžba není žádoucí (většina lokalit), použít individuální přístup, popř. podpořit využití tradičních lesnických metod (ŠEBEK et al. 2013). Zlepšení metod lesního hospodaření je jen jeden z mnoha kroků, které je nutné podniknout, pokud mají lesy nabýt hodnotu, jako něco víc, než jen plantáže na dřevo.

### **3.5.2. Ochrana lesa**

Nejdůležitějším krokem v nápravě lesů, jako součásti přírody a ne ekonomického zdroje, je ochrana a vhodný management cenných lokalit (ŠEBEK et al. 2013, VODKA et al. 2009). Dříve uplatňovaná praxe bezzásahového managementu se na některých chráněných územích projevila, jako nedostatečně efektivní při obnovení přírodních lesních struktur. V moderní ochranářské biologii se hojně využívá aktivního managementu, cíleného působení na krajinu za pomoci, buď vhodných lidských zásahů anebo i působení zvířat, kde je to možné a ochranářsky žádoucí (COLE et al. 2002, VEEN et al. 2010, FRANC et al. 2008). Takový management může ideálně nahrazovat přírodní procesy a disturbance, nebo alespoň vytvořit vhodné podmínky, za kterých eventuálně přejmou kontrolu nad lokálním vývojem skutečné přirozené procesy (FANTA 1997, KRAUS et al. 2013).

Plán aktivního managementu každé lokality by měl být vždy vypracován na základě znalostí historie jejího využívání, původního druhového složení a celkové krajinné povahy okolí tak, aby les splňoval všechny ekologické a estetické nároky, které na něj společnost v dnešní době klade. Jedním z nejdůležitějších kroků, vedoucích k návratu přirozeného stavu lesů, je návrat, popř. nahrazení zdrojů disturbance na úrovni krajiny tak, aby bylo dosaženo dostatečné mozaikovitosti habitatů a sukcesních stádií lesa a to tak, aby co nejvíce odpovídaly původnímu, přirozenému stavu. Způsob hospodaření v lesích by měl rovněž odpovídat ekonomickým potřebám společnosti, tj. péče o les se všemi nutnými zákroky by měla být finančně dlouhodobě udržitelná, což je možné díky současným znalostem lesní ekologie a dotacím podporujícím ochranu přírody (FANTA 2011). Ochrana přírody, ohrožených stanovišť a druhů je pro budoucnost naprosto nezbytná, chceme-li naši přírodu dále zachovat v co nejpřirozenějším, funkčním stavu.

### 3.6. Pan trapping

Sběr entomologického materiálu pomocí barevných misek je, díky nízké ceně a vysoké efektivitě, oblíbenou metodou rozsáhlého samplingu květomilného hmyzu (ABRAHMCZYK et al. 2010, VAN KLEUNEN et al. 2007, GOLLAN et al. 2011). Misková past je plastová miska ve vhodné barvě (takové, aby měla na cílovou skupinu hmyzu na cílovém území, co možná nejvyšší efektivitu), naplněná konzervační látkou (slaná voda) s malým množstvím látky narušující povrchové napětí vody (mýdlo, prostředek na nádobí). Květomilný hmyz se na střední a krátké vzdálenosti (několik metrů) orientuje zrakem, především podle barvy (HERRERA et al. 2002). Barva květů je pro hmyz jeden z hlavních identifikačních faktorů potravního zdroje (GRUNDEL 2011). Při přiletu a pokusu o dosednutí na misku spadne hmyz do vody, odkud nemůže vzletět, nebo dostat se ven, a je zakonzervován v misce do doby, než je miska sebrána a vyprázdněna. Misky by měly být umístěny ve výšce odpovídající výšce květů majority rostlin dané barvy v dané oblasti, aby bylo docíleno, co nejpřirozenějšího designu pasti (SAUNDERS et al. 2013, VRDOLJAK et al. 2012). V evropském temperátu je nejčastěji používanou barvou pro miskové pasti žlutá, a to nejen díky velkému množství žlutých druhů rostlin (*Taraxacum*), ale také díky dostatečně silné vazbě v podstatě všech řádů květomilného hmyzu právě na žlutou barvu (ABRAHMCZYK et al. 2010, VRDOLJAK et al. 2012).

## 4. Metody a design práce

### 4.1. Lokalita výzkumu

Výzkum byl proveden na jižní Moravě v Národním Parku Podyjí (48°50'56"N, 15°53'13"E), nejmenším Národním Parku v České Republice (rozloha 63 km<sup>2</sup>), rozkládajícím se především podél kaňonu řeky Dyje. Díky chudému sprašovému podloží bylo v oblasti Podyjí užíváno tradičních metod lesního hospodaření (lesní pastvy nebo pařezení) ještě na počátku první poloviny dvacátého století. Po druhé světové válce bylo od těchto praktik rozsáhle upuštěno a sekundární sukcese vedla ke zvýšení lesního zápoje a vzniku hustých, zapojených lesů na velké části území. Kromě hustých lesů se na území Podyjí vyskytují zbytky řídkých pastevních lesů připomínajících lesostepi (dále řídký les). Husté lesy mají vysokou úroveň zakmenění (average basal area - a.b.a. 35,4 m<sup>2</sup>/ha) a nízkou průměrnou otevřenost (openness 5%), zatímco řídké lesy mají nižší a.b.a. (25,5 m<sup>2</sup>/ha) a vyšší průměrnou openness (15%). V druhovém složení lesa převládá dub zimní (*Quercus petraea*) a habr obecný (*Carpinus betulus*), s tím, že i jiné druhy dřevin mohou být přítomny, ale v naprosté menšině.

### 4.2. Design výzkumu

Na šesti lokalitách (označení HRS, HRN, GLS, GLN, HLB a LIP) byl v hustém lese vytvořen pár holin/pasek (odstranění nepůvodních nebo jinak nežádoucích dřevin, snížení korunového zápoje kácením, odstranění většiny mrtvého dřeva kromě několika stojících a ležících pařezů, ponechání několika výstavků – soliterně stojících stromů) o rozměrech 40x40m (průměrná openness 22%). Jedna paseka jednou stranou přecházející v aluviální louku, zbytkem obklopená žebrem hustého lesa o šířce stejné nebo větší, než je průměrná výška stromů (cca 20m). Druhá byla pak obklopena žebrem hustého lesa ze všech stran. Čtyři ze šesti dvojic holin/pasek byly vytvořeny v únoru 2011, zbývající dvě v únoru 2012. Dále byly na každé ze šesti lokalit vybrány čtyři další kontrolní biotopy: aluviální louka (antropogenní, částečně sečená) (louka), hustý les (les), les kde se dříve páslo a pařezilo (řídký les) a okraj lesa sousedícího s loukou (kraj).

### **4.3. Sběr dat**

Sběr dat probíhal pomocí žlutých misek (pan traps), po dva roky. Každý z roků byly provedeny dva sběry (2011 – duben, květen; 2012 – květen, červen) v závislosti na začátku vegetační sezóny a vhodném počasí pro použití žlutých misek. Sběr na každé lokalitě vždy probíhal současně pro holiny a kontrolní plochy. Misky byly naplněny solným roztokem s malým množstvím detergentu (prostředek na nádobí, Jar), natřeny na žluto (odstín Taxi) a byly umísťovány na zem bez jakéhokoliv dalšího zařízení. Na každé ploše (kontroly i holiny) bylo použito pět náhodně rozmístěných pastí, které byly exponovány vždy 24 hodin. V roce 2012 probíhal sběr dat na holinách v plném rozsahu, ale na dvojicích lokalit HRN/HRS a GLN/GLS byl sběr dat z kontrolních ploch omezen na HRN a GLN (GLN s GLS a HRN s HRS jsou si velmi blízké, proto by zdvojení sběru na kontrolních plochách nebylo příliš přínosné).

### **4.4. Zpracování dat**

Všechny vzorky byly označeny (lokalita, datum, typ habitatu, číslo pasti) a uloženy do sáčků s ethanolem ke zpracování ihned po odebrání v terénu. Následně byl sebraný hmyz roztříděn na úroveň řádů a řády jiné než Coleoptera byly uloženy, nebo přeposlány k dalšímu zpracování (Hymenoptera). Brouci byli nalepeni na štítky, označeni lokalitními a datovými štítky a roztříděni do morfodruhů. Bylo stanoveno, které druhy mohou být považovány za květomilné a tím pádem relevantní pro vybranou metodu samplingu a tyto skupiny byly odeslány k determinaci specialistům. Po určení byla data zapsána do tabulky a zhodnocena pomocí mnohorozměrných statistických metod (CANOCO).

#### **4.4.1. Statistická analýza**

Byla provedena ordinační analýza pro zhodnocení vlivu typu habitatu na druhové složení a druhovou diversitu florikolních brouků. Jako druhová data byly použity abundance druhů. Za vzorky byly považovány jednotlivé sběry na konkrétních lokalitách v konkrétní doby. Byla použita parciální Kanonická korespondenční analýza (CCA) předpokládající unimodální odpověď druhů, neboť první gradient byl větší než 3 jednotky směrodatné odchylky. Příslušnost vzorku k lokalitě vystupovala jako kovariáta pro oddělení vlivu lokality. Jednotlivé biotopy byly použity jako vysvětlující faktory (LEPŠ&ŠMILAUER 2003). Významnost rozdílů v druhovém složení byla testována pomocí Monte Carlo permutačního testu o 499 permutacích. Ordinační analýza byla provedena v programu Canoco 5 (TER BRAAK& ŠMILAUER 2012).

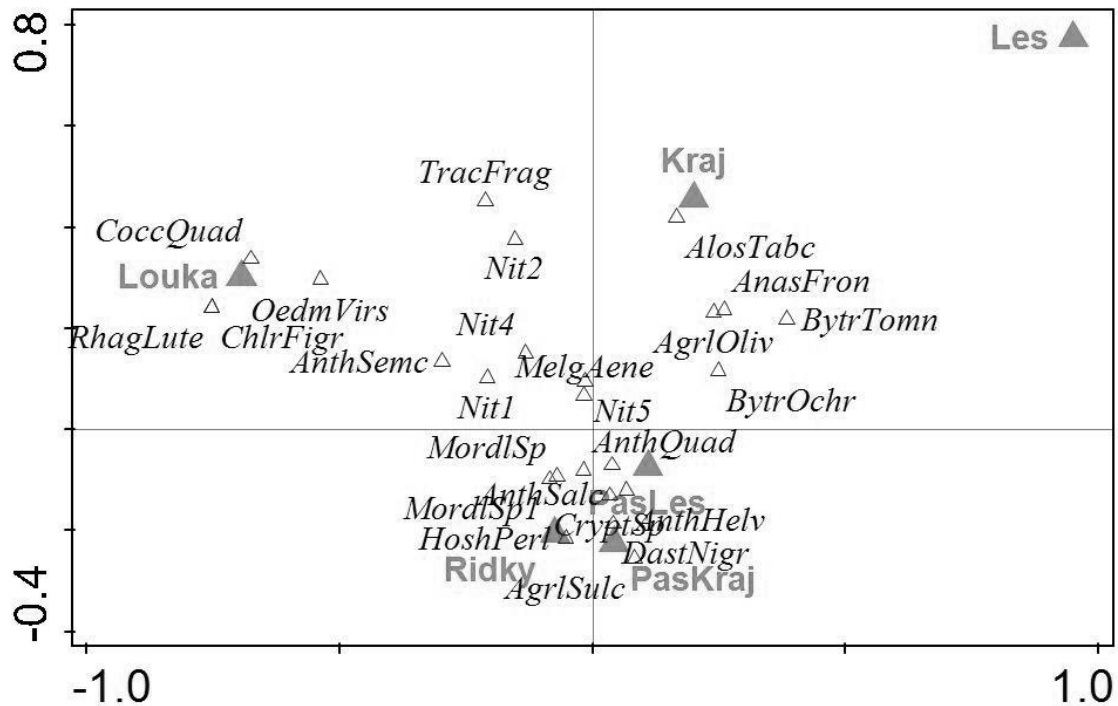
## **5. Výsledky**

### **5.1. Sesbíraný materiál**

Bylo sebráno celkem 33423 drobných bezobratlých živočichů, patřících z největší části mezi hmyz, a nejvíce pak Diptera, Hymenoptera, Coleoptera, Auchenorrhyncha. Brouků bylo celkem 2476 a z toho 1374 květomilných. Bylo sebráno a určeno 48 druhů florikolních brouků (zahrnuto i 11 morfodruhů u kterých zatím nebylo možno určit blíže – především čeledi Nitidulidae a Mordeliidae) z toho 6 druhů označovaných jako vulnerable a 1 jako endangered (podle Farkač et al. 2005) (Tab.I).

### **5.2. Diversita a druhová skladba**

Ordinační analýza ukázala, že společenstva obou typů pasek měla podobné druhové složení jako otevřený les. Složení louky, hustého lesa a kraje se významně lišilo od složení pasek a řídkého lesa a od sebe navzájem. Byl sestrojen ordinační diagram zobrazující vztah jednotlivých druhů k habitatovým typům (Obr. 1) a také graf počtu druhů v závislosti na habitatu (Obr. 2). Analýza rovněž ukázala, že paseky jsou nejbohatší ze studovaných biotopů co do počtu druhů (Obr. 2). Řídký les je třetí nejbohatší biotop. Hustý les byl oproti ostatním výrazně chudší. První ordinační osa vysvětlila 8.01 % variability dat a druhá osa 6.8 %.



**Obr.1:** Ordinanční diagram CCA analýzy květomilných druhů brouků: 1. a 2. ordinační osa. (pro celá jména viz přílohy Tab.I). Složení řídkého lesa a obou pasek je podobné. Louka, Les a Kraj se liší od pasek a řídkého lesa a od sebe navzájem.

Les:  $p < 0,002$  ; pseudo-F=2,1

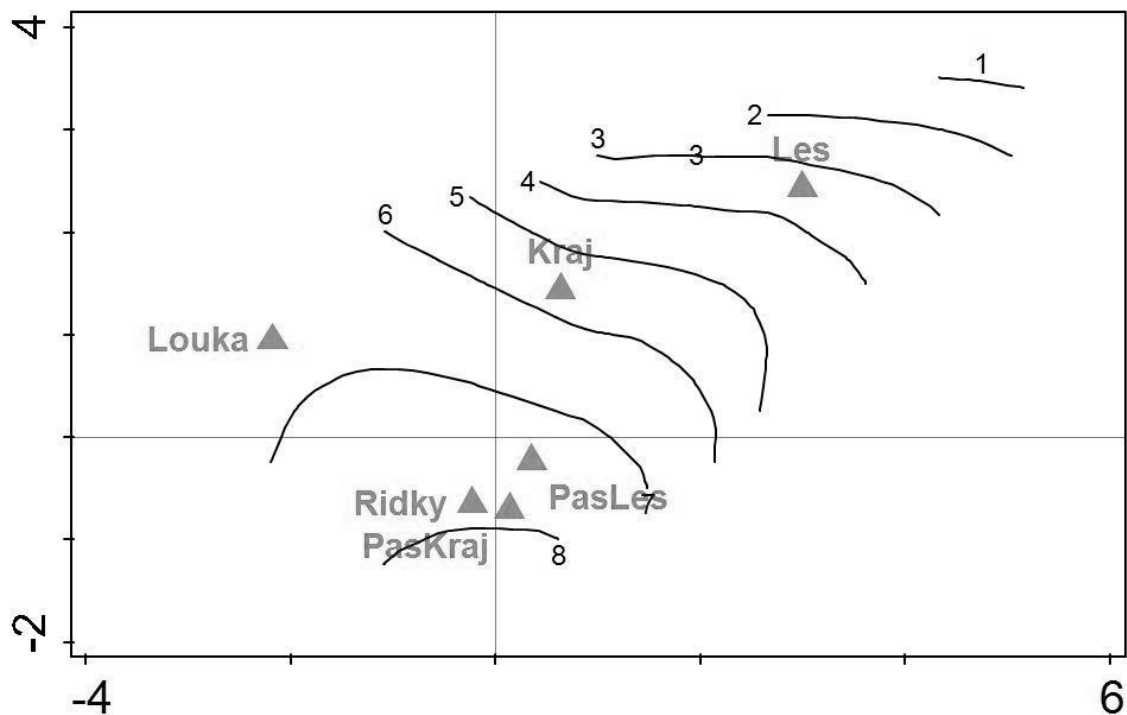
Louka:  $p < 0,002$  ; pseudo-F=3.0

Kraj:  $p < 0,012$  ; pseudo-F=1.9

Ridky:  $p = 0,048$  ; pseudo-F=1,6

PasKraj:  $p = 0,446$  ; pseudo-F=1.0

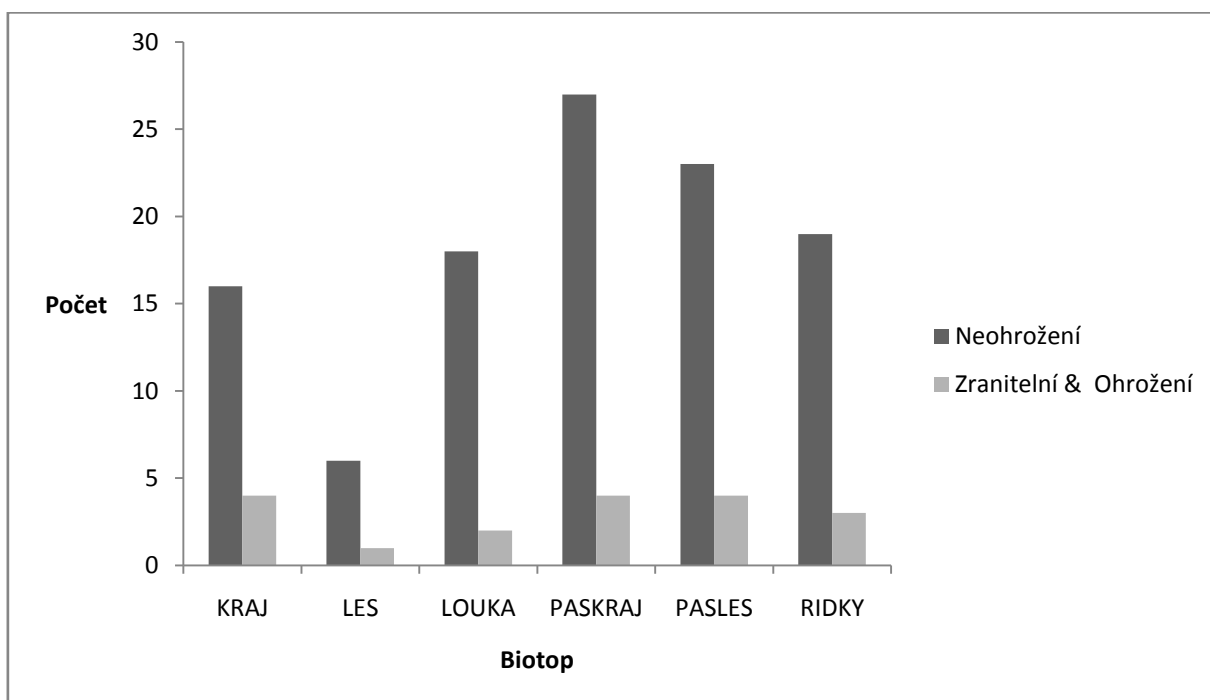
PasLes:  $p = 0,446$  ; pseudo-F=1.0



**Obr.2:** Graf druhové diversity vycházející z CCA analýzy (Obr.1). Paseky mají nejvyšší druhovou diversitu se všech biotopů a třetí nejbohatší je řídký les. Okraj lesa a louky je podobně bohatý, jako louka a hustý les je druhově nejchudší.

Z dat vyplývá, že paseky jsou nejbohatší ze studovaných biotopů a že jsou nejvíce podobné řídkému lesu a to jak počtem druhů, tak jejich složením. Okraj louky a lesa se pak průkazně liší jak od louky, tak od lesa.





**Obr.3:** Graf počtu zranitelných a ohrožených druhů florikolních brouků na jednotlivých biotopech, porovnání s ochranářsky méně cennými druhy. *Acmaeoderella flavofasciata*, ohrožený druh krasce, se vyskytovala pouze na pasekách.

Na pasekách a v řídkém lese se vyskytuje vyšší počet druhů, než na ostatních lokalitách. Počty ochranářsky cenných druhů na jednotlivých lokalitách se příliš neliší, ale je dobré vzít v úvahu to, že ohrožený a ochranářsky nejcennější druh krasce, *Acmaeoderella flavofasciata* se vyskytoval pouze ve vzorcích sebraných na pasekách.

## 6. Diskuse

### 6.1. Druhová diversita

Z výsledků vyplývá, že paseky jsou svým druhovým složením a diversitou podobné sobě navzájem a řídkému lesu, zatímco louka, hustý les a kraj lesa sousedící s loukou se průkazně liší od pasek a řídkého lesa a od sebe navzájem. Podobnost druhového složení pasek a řídkého lesa je pravděpodobně způsobena historií řídkého lesa (tradiční lesnictví) a tím, že paseky jsou svojí strukturou podobné krajině udržované tradičními lesnickými postupy (FANTA 2011, 2007, BRIDGE et al. 1886, RACKHAM 2008). Řídký les je tedy refugium specialistů otevřeného lesa v moderní kulturní krajině (hustý les). Malé rozdíly v druhovém složení florikolních společenstev pasek (obklopená lesem a přecházející v louku) mohou být způsobeny dostatečně dobrými dispersními schopnostmi studovaných brouků, umožňujícími jim překonat lesní lem obklopující paseky. Paseky zároveň hostí nejvyšší druhovou diversitu květomilných brouků a většinu ochránářsky cenných druhů (Obr.3). Hustý les je ze všech biotopů nejchudší. Protože paseky byly vytvořeny v hustém lese a jsou jím minimálně ze tří stran obklopeny (paseka přecházející v louku ze tří a paseka obklopená lesem, ze všech čtyř), dá se usuzovat, že jejich vytvoření má pozitivní vliv na výskyt a migraci florikolních brouků z jejich refugií v řídkém lese.

### 6.2. Vliv managementu

Vytvoření paseky mělo pozitivní vliv na lokální diversitu a na výskyt ochránářsky cenných druhů florikolních brouků. To souvisí s habitatovou diversitou pasek (PETERKEN et al. 1977). Na rozdíl od homogenních kontrolních biotopů (možná s výjimkou biotopu kraj), se na pasekách vyskytuje bohatá mozaika podmínek prostředí, potravních a jiných zdrojů. Díky ponechání výstavků, stojících i ležících pařezů a prořezání stromového patra, se v biotopu zvyšuje podíl osluněného dřeva (mrtvého i živého), což má za následek možnosti lokálně variabilnějšího využití zdrojů specialisty (HUGHES et al. 2011). Vyšší lokální oslunění rovněž podporuje vznik bohatého bylinného patra, které v okolním hustém lese chybí nebo je výrazně potlačeno, a které ke své obživě květomilný hmyz potřebuje. Odstraněním nepůvodních a jinak nežádoucích rostlinných druhů (invazní druhy) společně s prosvětlením, vníkl dostatek prostoru a příležitostí pro růst původnějších druhů, které byly do té doby potlačovány konkurenčně silnějšími, druhově chudšími společenstvy tolerantních generalistů hustého lesa (ŠEBEK et al. 2014 in prep). To dále přiblížilo les původnější otevřené, pastevní formě (HÉLD 2010, BRIDGE et al. 1986). Bohaté bylinné patro, dostatek mrtvého dřeva, solitérní staré stromy a dobrá úroveň oslunění, jsou faktory, které zvyšují

variabilitu životního prostředí pro květomilný hmyz a výrazně tak ovlivňují druhové složení a abundanci hmyzu pastevního lesa.

### **6.3. Podobnosti biotopů**

Z ordinačních diagramů je vidět, že biotop, svým druhovým složením nejvíce podobný trojici paseka kraj, paseka les, řídký les, je okraj hustého lesa sousedící s loukou. To může být způsobeno tím, že po nahrazení tradičního, otevřeného, pastevního lesa lesem hustým a zapojeným, byli pasekoví specialisté vytlačeni na úplný okraj svého areálu – okraj lesa. Na okraji lesa panují podmínky podobné těm, v řídkém lese (MURCIA 1995) a to včetně vysoké úrovně oslunění, častějšího výskytu přirozených i člověkem způsobených disturbancí (větrné polomy, okraje těžných ploch), často rozrůzněné věkově struktury dřevin a s tím souvisejícího bohatšího bylinného patra. Při neschopnosti, pasekových specialistů, tolerovat zvyšující se zápoj lesa, může populace na svém původním území zcela zaniknout a uchytit se na nejbližším biotopu poskytující, alespoň zhruba, podobné podmínky, což může být jak kapsa zbývajícího, řídkého lesa v dispersní vzdálenosti anebo právě okraj hustého lesa (MURCIA 1995, BUCEK 2000). Takový biotop pak, pro některé druhy, suplementuje jejich přirozené prostředí, ale kvůli malé ploše lesních okrajů (většinou pouze několik metrů od okrajového lemu, směrem do lesa), nemusí takové populace být dostatečně životaschopné a dlouhodobě funkční.

### **6.4. Budoucí management**

Aktivní management (vytvoření pasek), probíhající na šesti lokalitách vybraných pro výzkum na Podyjí má pozitivní vliv na druhové složení florikolního hmyzu, ale v zákrocích je třeba pokračovat i během následujících let, aby bylo možné pozorovat jejich dlouhodobý vliv a s ním související změny živočišných, ale i rostlinných společenstev pasek (HUGHES et al. 2011, PETERKEN et al. 1977). Management pasek na Podyjí stále pokračuje a to opakováním zákroku (2013) v menším rozsahu (prosekání náletů, cílené odstranění invazních druhů, zásah do bylinného patra, ponechání výstavek a pařezů, stojících i ležících), vždy na jedné pasece z dvojice (izolovaná v lese / navazující na louku). Sběr florikolního hmyzu do žlutých misek probíhá dál a data ze všech sběrů po roce 2012 byla založena a budou v budoucnosti také analyzována. Pro dostatečně dobré pochopení vlivu managementu pasek, je třeba v managementu pokračovat i v budoucích letech (PETERKEN et al. 1977, VAN CALSTER et al. 2008). To nám umožní pozorovat vývoj pasekových společenstev v čase, z čehož bude možné usoudit, jaký je přínos této konkrétní formy aktivního managementu pro konzervační biologii a jak užitečná může taková forma lesního hospodaření být pro české lesy a jejich druhovou bohatost.

#### **6.4.1. Užitečnost pro ČR**

Jednoduchost a nízké náklady na provedení tohoto konkrétního typu managementu mohou být atraktivní pro moderní lesnickou ekologii, a to především proto, že se dá aplikovat na všech lokalitách s alespoň částečně známou lesnickou historií a tedy i na těch, kde je, kvůli lokálním podmínkám (svahovitost, malá stabilita půdy, přílišná vlhkost) a s nimi související špatnou technickou přístupností, dřevní produkce vedlejší a nic tedy nebrání jejich využití pro ochranu naší přírody. Rovněž je patrné, že je možné obdobný postup aplikovat v komerčně využívaném lese proto, že i relativně malá plocha vytvořené paseky (40x40 metrů) má dostatečnou schopnost zadržovat cenné druhy z okolí a tím pomáhat udržovat lokální biodiverzitu. Při správné formě vzdělání zodpovědných pracovníků by mohlo být možné aktivně hospodařit alespoň na malé ploše téměř každého produkčního lesa, což by velmi výrazně prospělo nejen individuální lokální diversitě, ale mohlo by to i celkově zlepšit ochranný status mnoha specialistů pastevních lesů na našem území. Je ovšem třeba dále ve výzkumu pokračovat proto, že jen dostatečně robustní výsledky studie mohou přesvědčit zodpovědné orgány k její celoplošné adaptaci pro ČR.

#### **6.5. Metoda sběru**

Sběr květomilného hmyzu pomocí miskových pastí je levná, efektivní, snadno realizovatelná metoda průzkumu druhového složení vybraných biotopů, nebo lokalit (CAMBELL et al. 2007, DÖRING et al. 2012, GOLLAN et al. 2011). Při tomto výzkumu byla použita výhradně žlutá barva pastí, protože nejlépe reprezentuje květní nabídku otevřeného lesa mírného pásu. To samozřejmě neznamená, že sebraný hmyz stoprocentně reprezentuje druhovou kompozici zkoumaných lokalit a jejich biotopů, ale žlutá barva podle studií postihuje složením svého úlovku největší část lokální variability (CAMBELL et al. 2007, VRDOLJAK et al. 2012). Ostatní barvy, používané pro miskové pasti, přispívají už jen relativně malým podílem, ale to samozřejmě neznamená, že by měly být zcela zanedbány. V budoucnu bude třeba posoudit, jestli se s různě barevnými pastmi nemění i část chycené variability a jestli je pro další výzkum signifikantní. Mnoho druhů brouků je totiž přitahováno květy, které jsou svým polinačním syndromem lépe přizpůsobeny včelím, čmeláčím nebo muším opylovačům (polinační syndrom včela, čmelák, moucha) (HERRERA et al. 2002). To samozřejmě neznamená, že brouci sedající na takové květy jsou obligátní opylovači, velmi často pouze požírají květní části anebo podvádějí v interakci rostlina-opylovač např. tím, že prokousávají květní trubku, aby se dostali k nektaru, a zároveň se nedostali do kontaktu s pylem (nejsou opylovači) (CROWSON 1981).

## 7. Závěr

Tato práce ve svém úvodu stručně shrnula problematiku ztráty otevřených lesů v Evropě a implikace tohoto fenoménu pro florikolní hmyz, zejména pak brouky. V praktické části práce byl potvrzen pozitivní vliv aktivního managementu (vytvoření pasek) na šesti lokalitách v Národním Parku Podyjí, na zvýšení variability struktury lesa a diversitu florikolních brouků, z velké části specialistů otevřených lesů. Byl také zjištěn zvýšený výskyt ohroženého druhu krasce *Acmaeoderella flavofasciata* na vytvořených pasekách. Tato práce bude v budoucnu rozšířena o další ročníky datového sběru a bude tak snad moci poskytnout spolehlivější, robustnější data, vhodná pro další zpracování.

## 8. Źródła

- ABDEL MONIEM, H. E. M., J. D. HOLLAND, J. S. DONALDSON a J. C. MANNING. Habitat connectivity for pollinator beetles using surface metrics. *Landscape Ecology*. 2013, vol. 28, issue 7, s. 1251-1267. DOI: 10.1007/s10980-013-9886-9.
- ABDEL MONIEM, H. E. M., J. D. HOLLAND,. Habitat connectivity for pollinator beetles using surface metrics. *Landscape Ecology*. 2013, vol. 28, issue 7, s. 1251-1267. DOI: 10.1007/s10980-013-9886-9.
- ABRAHAMCZYK, S., B. STEUDEL, M. KESSLER,. Sampling Hymenoptera along a precipitation gradient in tropical forests: the effectiveness of different coloured pan traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 2010, vol. 137, issue 3, s. 262-268. DOI: 10.1111/j.1570-7458.2010.01063.x.
- AGRAWAL, A. , B. CASHORE, R. HARDIN . ECONOMIC CONTRIBUTIONS OF FORESTS . *United Nations Forum on Forest*. 2013, s. 7-31, 71-82, 95-113.
- ALBERT, J., M. PLATEK, L. CIZEK. Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. *European Journal of Entomology*. 2012, vol. 109, issue 4, s. 553-559. DOI: 10.14411/eje.2012.069.
- ÅSTRÖM, M., L. B. PETTERSSON, E. ÖCKINGER, J. HEDIN. Habitat preferences and conservation of the marbled jewel beetle *Poecilonota variolosa* (Buprestidae). *Reserve. Journal of Insect Conservation*. 2013, vol. 17, issue 6, s. 1145-1154. DOI: 10.1007/s10841-013-9595-3.
- BARKHAM, J.P. a H. HOLTZ. *Journal of Insect Conservation*. 2009, vol. 13, issue 5. ISSN 1366-638x.
- BARKHAM, J.P., H. HOLTZ. The effects of management on the ground flora of ancient woodland, Brigsteer Park Wood, Cumbria, England, 1991.
- BOUGET, C., S. WITTKOPF, T. KNOKE. Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests. *Forest Ecology and Management*. 2005, vol. 216, 1-3, s. 1-14. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.05.037.

BRIDGE, M. C., F. A. HIBBERT, O. RACKHAM. Effects of Coppicing on the Growth of Oak Timber Trees in the Bradfield Woods, Suffolk. *The Journal of Ecology*. 1986, vol. 74, issue 4. DOI: 10.2307/2260236.

BROOME, A., S. CLARKE, A. PEACE a M. PARSONS. The effect of coppice management on moth assemblages in an English woodland. *Biodiversity and Conservation*. 2011, vol. 20, issue 4, s. 729-749. DOI: 10.1007/s10531-010-9974-y.

*Brouci vázání na dřeviny: Beetles Associated with Trees : sborník referátů : 26. února 2008, Pardubice*. Editor Jakub Horák. Praha: Česká lesnická společnost, 2008, s. 4-9, 12-22, 45-57. ISBN 978-80-02-01983-1.

BROWN, C. D., C. BOUTIN. Linking past land use, recent disturbance, and dispersal mechanism to forest composition. *Biological Conservation*. 2009, vol. 142, issue 8, s. 1647-1656. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.02.035.

BUCEK, A.: Krajina České republiky a pastva. Veronica. 2000, 14. zvláštní vydání, s. 1-7

CAMPBELL, J. W., J. L. HANULA. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation*. 2007-10-29, vol. 11, issue 4, s. 399-408. DOI: 10.1007/s10841-006-9055-4.

*Červený seznam ohrožených druhů České republiky: bezobratlí*. Vyd. 1. Editor Jan Farkač, David Král, Martin Škorpík. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005, 758 s. ISBN 80-860-6496-4.

ČÍŽEK, L., J. ROLEČEK, J. DANIHELKA. Celoplošná příprava půdy v lesích a její důsledky pro biodiverzitu. *Živa*. 2007, č. 6, s. 266-268.

COLE, D. N., C. A. MONZ. Trampling Disturbance of High-Elevation Vegetation, Wind River Mountains, Wyoming, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. 2002, vol. 34, issue 4. DOI: 10.2307/1552194.

CROWSON, R. *The biology of the Coleoptera*. New York: Academic Press, 1981, xii, s. 322-397, 457-482, 584-689. ISBN 01-219-6050-1.

DÖRING, T. F., M. SKELLERN, N. WATTS, S. M. COOK. Colour choice behaviour in the pollen beetle *Meligethes aeneus* (Coleoptera: Nitidulidae). *Physiological Entomology*. 2012, vol. 37, issue 4, s. 360-378. DOI: 10.1111/j.1365-3032.2012.00850.x.

FANTA, J. Krajina I. Přírodní, historický a společenský rámeček. *Živa*. 2011, č.1, s. 23-27.

- FANTA, J. Krajina II. Krajina, příroda a prostředí v industriálním období. *Živá*. 2011, č. 2, s. 74-77.
- FANTA, J. Krajina III. Cesty k nové koncepci evropské krajiny. *Živa*. 2011, č. 3, s. 119-124.
- FANTA, J. Krajina IV. Evropská úmluva o krajině. *Živa*. 2011, č. 4, s. 169-173.
- FANTA, J. Krajina IV. Evropská úmluva o krajině. *Živa*. 2011, č. 5, s. 224-227.
- FANTA, J. Krajina V. Krajina budoucnosti - budoucnost krajiny?. *Živa*. 2011, č. 6, s. 277-281.
- FANTA, J. Lesy a lesnictví ve střední Evropě: I. Přírodní podmínky pro existenci lesa. *Živa*. 2007, č. 1, s. 18-22.
- FANTA, J. Lesy a lesnictví ve střední Evropě: II. Z dávné historie využívání lesů. *Živa*. 2007, č. 2, s. 65-69.
- FANTA, J. Lesy a lesnictví ve střední Evropě: III. Počátky organizovaného hospodářství. *Živa*. 2007, č. 3, s. 112-116.
- FANTA, J. Lesy a lesnictví ve střední Evropě: IV. Změny ve 20. století. *Živa*. 2007, č. 4, s. 161-165.
- FANTA, J. Lesy a lesnictví ve střední Evropě: V. Evropská lesnická strategie. *Živa*. 2007, č. 5, s. 209-213.
- FANTA, J. Lesy a lesnictví ve střední Evropě: VI. Výzva pro české lesnictví. *Živa*. 2007, č. 6, s. 257-261.
- FANTA, J. Rehabilitating degraded forests in Central Europe into self-sustaining forest ecosystems. *Ecological Engineering*. 1997, vol. 8, issue 4, s. 289-297. DOI: 10.1016/s0925-8574(97)00024-4.
- FARTMANN, T., C. MÜLLER, D. PONIATOWSKI. Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biological Conservation*. 2013, vol. 159, issue 3, s. 396-404. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.11.024.
- FRANC, N., F. GÖTMARK. Openness in management: Hands-off vs partial cutting in conservation forests, and the response of beetles. *Biological Conservation*. 2008, vol. 141, issue 9, s. 2310-2321. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.06.023.



- GOLLAN, J. R., M. B ASHCROFT, M. BATLEY. Comparison of yellow and white pan traps in surveys of bee fauna in New South Wales, Australia (Hymenoptera: Apoidea. *Australian Journal of Entomology*. 2011, vol. 50, issue 2, s. 174-178. DOI: 10.1111/j.1440-6055.2010.00797.x.
- GÖTMARK, F. Careful partial harvesting in conservation stands and retention of large oaks favour oak regeneration. *Biological Conservation*. 2007, vol. 140, 3-4, s. 349-358. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.08.018.
- GREMLICA, T. Česká krajina devastovaná neregulovaným rozvojem. *Živa*. 2014, č. 3, s. 507-512.
- GRUNDEL, R., K. J. FROHNAPPLE, R. P. JEAN, N. B. PAVLOVIC. Effectiveness of Bowl Trapping and Netting for Inventory of a Bee Community. *Environmental Entomology*. 2011-04-01, vol. 40, issue 2, s. 374-380. DOI: 10.1603/EN09278.
- HAUK, S., S. WITTKOPF, T. KNOKE. Analysis of commercial short rotation coppices in Bavaria, southern Germany. *Biomass and Bioenergy*. 2014, vol. 67, s. 401-412. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.05.027.
- HÉDL, R., M. KOPECKÝ, J. KOMÁREK. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*. 2010, vol. 16, issue 2, s. 267-276. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00637.x.
- HERRERA, C. M., O. PELLMYR. *Plant-animal interactions: an evolutionary approach*. Malden, MA: Blackwell Science, 2002, s. 3-157. ISBN 0632052678.
- HOKKANEN, H. M.T. The making of a pest: recruitment of *Meligethes aeneus* onto oilseed Brassicas. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 2000, vol. 95, issue 2, s. 141-149. DOI: 10.1046/j.1570-7458.2000.00652.x.
- HORAK, J., S. VODKA, J. KOUT, J. P. HALDA, P. BOGUSCH, P. PECH. Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. *Forest Ecology and Management*. 2014, vol. 315, s. 80-85. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.12.018.

- HUGHES, F. M.R., P. A. STROH, W. M. ADAMS, K. J. KIRBY, J. O. MOUNTFORD, S. WARRINGTON. Monitoring and evaluating large-scale, 'open-ended' habitat creation projects: A journey rather than a destination. *Journal for Nature Conservation*. 2011, vol. 19, issue 4, s. 245-253. DOI: 10.1016/j.jnc.2011.02.003.
- J.A. Á., A. MARTÍ-CAMPOY, A. SOTO. Study of the flying ability of *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Dryophthoridae) adults using a computer-monitored flight mill. *Bulletin of Entomological Research*. 2014, 104, s. 462-470. DOI:10.1017/S0007485314000121.
- JENSEN, A. M., F. GÖTMARK, M. LÖF. Shrubs protect oak seedlings against ungulate browsing in temperate broadleaved forests of conservation interest: A field experiment. *Forest Ecology and Management*. 2012, vol. 266, 1-3, s. 187-193. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.022.
- KONVIČKA M., J. BENEŠ, L. ČÍŽEK. 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc, 127 s. ISBN 80-239-6590-5
- KONVIČKA M., L. ČÍŽEK, J. BENEŠ J. 2006: Ohrožený hmyz nížinných lesu: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc, ISBN 80-239-8801-8
- KOPECKÝ, M., R. HÉDL, P. SZABÓ, D. HOOFTMAN. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*. 2013, vol. 50, issue 1, s. 79-87. DOI: 10.1111/1365-2664.12010.
- Kraus D., F. Krumm. (eds) 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, s. 12-144, 204-216, 241-262.
- LEPŠ J., P. ŠMILAUER. (2003) Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge
- MAWDSLEY, J. R. The Importance of Species of Dasytinae (Coleoptera: Melyridae) as Pollinators in Western North America. *The Coleopterists Bulletin*. 2003, vol. 57, issue 2, s. 154-160. DOI: 10.1649/541.
- MIKLÍN, J., L. ČÍŽEK. Erasing a European biodiversity hot-spot Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation*. 2014, vol. 22, issue 1, s. 35-41. DOI: 10.1016/j.jnc.2013.08.002.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology*. 1995, vol. 10, issue 2, s. 58-62. DOI: 10.1016/s0169-5347(00)88977-6.

- NORDÉN, B., F. GÖTMARK, M. TÖNNBERG, M. RYBERG. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management*. 2004, vol. 194, 1-3, s. 235-248. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.02.043.
- NÚÑEZ, V., A. HERNANDO, J. VELÁZQUEZ, R. TEJERA. Livestock management in Natura 2000: A case study in a *Quercus pyrenaica* neglected coppice forest. *Journal for Nature Conservation*. 2012, vol. 20, issue 1, s. 1-9. DOI: 10.1016/j.jnc.2011.07.001.
- PETERKEN, G. F., BOOKER, R. TITTENSOR. General Management Principles for Nature Conservation in British Woodlands. *Forestry*. 1977, vol. 50, issue 1, s. 299-305. DOI: 10.1007/978-94-011-2362-4\_15.
- POKORNÝ, J. Database architectures: Current trends and their relationships to environmental data management. *Environmental Modelling*. 2006, vol. 21, issue 11, s. 1579-1586. DOI: 10.1016/j.envsoft.2006.05.004.
- POKORNÝ, P. (2005): Role of man in the development of Holocene vegetation in Central Bohemia. –*Preslia*, Praha, 77: 113–128.
- RACKHAM, O. Ancient woodlands: modern threats. *New Phytologist*. 2008, vol. 180, issue 3, s. 571-586. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2008.02579.x.
- RAJE, K. R., H. E. M. ABDEL-MONIEM, L. FARLEE, V. R. FERRIS, J. D. HOLLAND. Abundance of pest and benign Cerambycidae both increase with decreasing forest productivity. *Agricultural and Forest Entomology*. 2012, vol. 14, issue 2, s. 165-169. DOI: 10.1111/j.1461-9563.2011.00555.x.
- SARGENT, R. D., D. D. ACKERLY. Plant–pollinator interactions and the assembly of plant communities. *Trends in Ecology*. 2008, vol. 23, issue 3, s. 123-130. DOI: 10.1016/j.tree.2007.11.003.
- SAUNDERS, M. E., G. W. LUCK. Pan trap catches of pollinator insects vary with habitat. *Australian Journal of Entomology*. 2013, vol. 52, issue 2, s. 106-113. DOI: 10.1111/aen.12008.
- ŠEBEK P, ALTMAN J, PLÁTEK M, ČÍŽEK L (2013) Is Active Management the Key to the Conservation of Saproxylic Biodiversity? Pollarding Promotes the Formation of Tree Hollows. *PLoS ONE* 8(3): e60456. DOI:10.1371/journal.pone.0060456

- ŠEBEK, P., M. BARTOŠ, J. BENEŠ, Z. CHLUMSKÁ, J. DOLEŽAL, J. KOVÁŘ, B. MIKATOVÁ, M. PLÁTEK, S. POLÁKOVÁ, M. ŠKORPÍK, R. STEJSKAL, F. TRNKA, M. VLAŠÍN, M. ZAPLETAL, L. ČÍŽEK. Effect of active conservation management on biodiversity: Multi-taxa survey in oak woodlands of Podyji National Park, Czech Republic. 2014, in prep.
- SJÖDIN, N. E., J. BENGTSSON, B. EKBOM, Y. GERCHMAN, N. CHINKOV. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects: *Journal of Applied Ecology*. 2008, vol. 45, issue 3, s. 1613-1622. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01443.x.
- SJÖDIN, N. E., J. BENGTSSON, B. EKBOM. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects: the importance of local habitat conditions. *Journal of Applied Ecology*. 2008, vol. 45, issue 3, s. 763-772. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01443.x.
- SPITZER, L., M. KONVIČKA, J. BENEŠ, R. TROPEK, I. H. TUF, J. TUFOVÁ. Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation*. 2008, vol. 141, issue 3, s. 827-837. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.01.005.
- SUTHERLAND, W. J. Conservation biology: Openness in management. *Nature*. 2002, vol. 418, issue 6900, s. 349-381. DOI: 10.1007/978-1-4020-6891-1\_12.
- TAKI, H., H. MAKIHARA, T. MATSUMURA, M. HASEGAWA, T. MATSUURA, H. TANAKA, S. MAKINO, K. OKABE. Evaluation of secondary forests as alternative habitats to primary forests for flower-visiting insects: *Journal of Insect Conservation*. 2013, vol. 17, issue 3, s. 549-556. DOI: 10.1007/s10841-012-9539-3.
- TER BRAAK C.J.F., P. ŠMILAUER. (2012): Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.
- VAN CALSTER, H., P. ENDELS, K. ANTONIO, K. VERHEYEN, Martin HERMY. Coppice management effects on experimentally established populations of three herbaceous layer woodland species. *Biological Conservation*. 2008, vol. 141, issue 10, s. 2641-2652. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.08.001.

VAN CALSTER, H., R. CHEVALIER, B. VAN WYNGENE, F. ARCHAUX, K. VERHEYEN, M. HERMY. Long-term seed bank dynamics in a temperate forest under conversion from coppice-with-standards to high forest management. *Applied Vegetation Science*. 2008, vol. 11, issue 2, s. 251-260. DOI: 10.3170/2008-7-18405.

VAN KLEUNEN, M., I. NANNI, J. S. DONALDSON a J. C. MANNING. The Role of Beetle Marks and Flower Colour on Visitation by Monkey Beetles (Hopliini) in the Greater Cape Floral Region, South Africa. *Annals of Botany*. 2007-09-19, vol. 100, issue 7, s. 1483-1489. DOI: 10.1093/aob/mcm256.

VEEN, P., J. FANTA, I. RAEV, I. A. BIRIŞ, J. DE SMIDT, B. MAES. Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodiversity and Conservation*. 2010, vol. 19, issue 6, s. 1805-1819. DOI: 10.1007/s10531-010-9804-2.

VERA, F.W.M. (2000). *Grazing Ecology and Forest History*. Oxford: CABI.

VERA, F.W.M. (2000). *Grazing Ecology and Forest History*. Oxford: CABI.

VODKA, S., M. KONVIČKA, L. ČÍŽEK. Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation*. 2009, vol. 13, issue 5, s. 553-562. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00637.x.

VRDOLJAK, S. M., M. J. SAMWAYS. Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. *Journal of Insect Conservation*. 2012, vol. 16, issue 3, s. 345-354. DOI: 10.1007/s10841-011-9420-9.

WANG, B., H. ZHANG, E. A. JARZEMBOWSKI. Early Cretaceous angiosperms and beetle evolution. *Frontiers in Plant Science*. 2013, vol. 4, issue 4, s. -. DOI: 10.3389/fpls.2013.00360.

YOSHITAKE, S., H. SOUTOME, H. KOIZUMI,. Deposition and decomposition of cattle dung and its impact on soil properties and plant growth in a cool-temperate pasture. *Ecological Research*. 2014, vol. 29, issue 4, s. 673-684. DOI: 10.1007/s11284-014-1153-2.

**Přílohy:**

**Tab.I:** Tabulka názvů určených druhů nebo vyšších taxonů, jejich zkratkou použitých v grafech, počet nalezených jedinců a jejich ochranný status (podle FARKAČ 2005).

Druh	Zkratka	Počet	Status
<i>Agrilus sulcicollis</i> (Lacordaire, 1835)	AgrlSulc	116	
<i>Agrilus angustulus</i> (Illiger, 1803)	AgrlAngu	2	
<i>Mordella sp.</i> Linnaeus, 1758	MordlSp	105	
<i>Mordellistena sp1.</i> Costa, 1854	MordlSp1	100	
<i>Mordellistena sp2.</i> Costa, 1854	MordlSp2	16	
<i>Variimorda villosa</i> (Schrank, 1781)	VariVill	2	
<i>Tomoxia bucephala</i> (Costa, 1854)	TomoBuce	4	
<i>Hoshihananomia perlata</i> (Sulzer, 1776)	HoshPerl	12	
<i>Anthaxia similis</i> (Saunders, 1871)	AnthSimi	32	
<i>Anthaxia helvetica</i> (Stierlin, 1868)	AnthHelv	43	
<i>Anthaxia quadripunctata</i> (Linnaeus, 1758)	AnthQuad	120	
<i>Anthaxia semicuprea</i> (Küster, 1851)	AnthSemi	6	
<i>Anthaxia nitidula</i> (Linnaeus, 1758)	AnthNiti	36	
<i>Rhagonycha lignosa</i> (O.F. Müller, 1764)	RhagLign	1	
<i>Cantharis pellucida</i> Fabricius, 1792	CantPell	1	
<i>Cantharis fusca</i> Linnaeus, 1758	CantFusc	1	
<i>Rhagonycha lutea</i> (O.F. Müller, 1764)	RhagLute	1	
<i>Potosia cuprea</i> (Fabricius, 1775)	PotoCupr	2	
<i>Cetonia aurata</i> (Linnaeus, 1758)	CetoAura	1	
<i>Oedemera virescens</i> (Linnaeus, 1767)	OedmVire	22	
<i>Oedemera podagraria</i> (Linnaeus, 1767)	OedmPoda	1	
<i>Oedemera subulata</i> (Scopoli, 1763)	OedmSubu	1	
<i>Omalisus suturalis</i> Geoffroy, 1785	OmalSutu	1	
<i>Anaspis frontalis</i> (Linnaeus, 1758)	AnasFron	12	
<i>Chlorophorus figuratus</i> (Scopoli, 1763)	ChlrFigr	1	
<i>Pseudovadonia livida</i> (Fabricius, 1776)	PsevLivi	3	
<i>Alosterna tabacicolor</i> (DeGeer, 1775)	AlosTabc	1	
<i>Dasytes niger</i> (Linnaeus, 1761)	DastNigr	16	
<i>Platynaspis sp.</i> L. Redtenbacher, 1843	PltnSp	1	
<i>Scymnus sp.</i> Kugelann, 1794	ScmnSp	4	
<i>Byturus ochraceus</i> (L.G. Scriba, 1790)	BytrOchr	27	
<i>Byturus tomentosus</i> (DeGeer, 1774)	BytrTomn	40	
<i>Nitidulidae</i> 1,2,3,4,5	Nit1,2,3,4,5	111	
<i>Meligethes aeneus</i> (Fabricius, 1775)	MelgeAene	316	
<i>Cryptocephalus sp.</i> Haeckel, 1881	CrypSp	2	
<i>Agrilus olivicolor</i> (Kiesenwetter, 1857)	AgriOliv	8	VU
<i>Anthaxia salicis</i> (Fabricius, 1776)	AnthSalc	113	VU
<i>Anthaxia fulgurans</i> (Schrank, 1787)	AnthFulg	3	VU
<i>Trachys fragariae</i> (C. Brisout de Barneville, 1874)	TracFrag	2	VU
<i>Meloe violaceus</i> Marsham, 1802	MeloViol	4	VU
<i>Quasimus minutissimus</i> (Germar, 1817)	QuasMint	1	VU
<i>Acmaeoderella flavofasciata</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)	AcmaFlav	42	EN