

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

**Přírodovědecká fakulta**



Diplomová práce

**Vliv bionomických vlastností motýlů na jejich  
habitatovou vazbu**

**Bc. Anežka Pavlíková**

Vedoucí práce: doc. Mgr. Martin Konvička Ph.D.

České Budějovice, duben 2011

Pavlíková A. (2011): Vliv bionomických vlastností motýlů na jejich habitatovou vazbu [The influence of butterfly life history traits on their resource use. MSC. thesis, in Czech.] 46 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

V práci jsem studovala vliv habitatové klasifikace dle bionomických vlastností motýlů dvou ekologických skupin motýlů. Testovala jsem, zda RCS strategie jejich živných rostlin a biotopů ovlivní rozmístění druhů v ordinačním prostoru.

Annotation:

I studied resource based habitat classification approach on different taxonomical and ecological group of butterflies and moths. I examine whether the RCS strategy of host plant and biotope influenced position of Lepidopteran species in ordination space.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě či v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou či 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.

Datum.:

Podpis studenta:

Vyjádření o autorském podílu: Podíl Anežky Pavlíkové na článek: An ecological classification of Central European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes (Pavlikova a Konvicka, in press) byl zásadní. Zkompilovala data, provedla většinu analýz a podílela se velkou měrou na psaní textu.

.....

Martin Konvička

**Poděkování:** Předně bych chtěla poděkovat svému školiteli, Martinu Konvičkovi za vedení i mnohé rady. Timu Shreevovi za spolupráci a pomoc na stáži v Oxfordu. Zdeňkovi Faltýnkovi Fricovi a Zdeňkovi Janovskému za jejich čas a Tomáši Holubovi za trpělivost. Stáž na které vznikla datová matice, která je základem práce vznikla za podpory programu Erasmus. Dále byla práce podpořena grantu SP/2d3/62/08.

# Obsah

<b>1. Předmluva</b>	.....	<b>str. 1</b>
<b>2. Úvod</b>	.....	<b>str. 1</b>
<b>3. Metodika</b>	.....	<b>str. 4</b>
<b>4. Výsledky</b>	.....	<b>str. 8</b>
<b>5. Diskuze</b>	.....	<b>str. 11</b>
<b>6. Literatura</b>	.....	<b>str. 15</b>
<b>Přílohy</b>	.....	<b>str. 25</b>

## 1. Předmluva

Motýli mají oproti jiným skupinám hmyzu dobrou pověst u laické veřejnosti. Pro svoji velikost a barevnost jsou oblíbení a stali se i námětem mnoha uměleckých děl. To ovšem nijak nezabránilo úbytku populací i druhů, který můžeme v současnosti pozorovat.

V předložené magisterské práci se zabývám vztahem mezi dvěma skupinami motýlů (denní a noční druhy), jejich bionomickými vlastnostmi a prostředím. Kromě textu samotné práce zde přikládám přijatý rukopis článku na podobné téma, ale zaměřený výhradně na druhy noční (Appendix 1). Tento rukopis je totiž zásadní pro samotnou existenci předložené práce a jelikož je v tisku, není možné ho zatím jinde dohledat.

## 2. Úvod

Motýli západního Palearktu vykazují rostoucí nestabilitu velikosti a četnosti svých populací (Van Swaay 2010) a také velikostí svého areálu (Hickling et al. (2006)). Člověkem zaviněné masivní změny krajiny, ztráta biotopů a jejich fragmentace mají za následek snižování životaschopnosti (meta)populací, pokles početnosti a jejich propojenosti. Alarmující změny v rozšíření díky změnám v klimatu předpokládají např. Schweiger et al. (2008) nebo Lizee et al. (2011). Z těchto změn profituje jen malá část druhů schopných přizpůsobit se člověkem podmíněným stanovištěm (Zimmermann et al. 2005) a právě tyto druhy profitují i z probíhající změny klimatu (Conrad et al. 2004, Poyry et al. 2009). Ne všechny druhy, rody či čeledi motýlů reagují na změny krajiny a klimatických podmínek stejně, ani to neznamená, že dříve málo četné druhy budou za nynějších podmínek ohroženy (Settele et al. 2008).

Dopady změn prostředí i klimatu jsou častým předmětem výzkumu rostlin. Ze znalostí rostlinných strategií a jejich přizpůsobení k podmínkám na stanovištích, se dá predikovat četnost a schopnost přežití (Grime 1974, 1979). Tyto strategie vyjadřují přizpůsobení rostliny na různou hladinu úrovně stresu a disturbancí. Odpověď druhů rostlin na limitující faktory se projeví v plodnosti rostliny (velikost a množství semen), její velikosti, délce života a obranných mechanismech. Nejznámější strategií je RCS model, který vypracoval J.P. Grime (1979). R pól představuje hypotetický prostor se zvýšenou četností středně silných disturbancí a zároveň s nízkou hladinou stresu, C pól má úroveň disturbancí i stresu nízkou, a konečně S pól zastupuje prostředí s vysokou hladinou stresu a téměř žádnými disturbancemi. Každému rostlinnému druhu jeho vlastnosti vymezují jednu pozici v myšleném trojúhelníku tvořeném těmito póly. Takto definované postavení jednotlivých rostlin se ukázalo být dobrým prediktorem pro výskyt ale i ohrožení rostlin na konkrétních stanovištích.

Bylo učiněno mnoho pokusů aplikovat principy RCS strategie také na živočichy, zejména pak herbivorní hmyz, kde se předpokládala přímá závislost na rostlinách. Životní niky jednotlivých druhů však nekopírují přesně jednotlivé botanické vegetační jednotky (Dennis 2003 aj.). Živočichové mívají mobilní stádia, umožňující se vyhnout stresu či menším disturbancím prostým přemístěním se. Na málo mobilní živočichy ovšem mohou být vztáhnuty podmínky týkající se rostlin přímo, a tudíž jim lze přiřadit RCS souřadnice (např Anderson, 1997). Živné rostliny však nejsou jediným předpokladem výskytu motýla v určitém habitatu.

S většími či menšími úspěchy uvažovali různí vědci nad aplikací RCS přístupu na motýly, coby nejpopulárnější a asi nejstudovanější skupinu hmyzích herbivorů (srov. Čížek et al. 2009). Doufali, že to umožní snadnější predikci výskytu ale hlavně ohrožení jednotlivých druhů, tedy možnost odhalit a chránit potenciálně ohrožené druhy ještě před faktickým zjištěním jejich ohrožení. Postupy využívající pouze jednoho znaku (počet živných rostlin či mobilita, např. Kitahara a Fuji (1994)) tento cíl nesplňují, proto je nutné použít kombinaci bionomických znaků. Větší a četnější populace mají druhy obývající otevřená stanoviště a využívající živné rostliny spíše R či C strategie, zatímco druhy ohrožené se nezávisle na jejich velikosti vyskytují spíše na neúživných (S-selektovaných) stanovištích (Hodgson 1993, Dennis 2004). V asi nejucelenější práci na toto téma použil Dennis et al (2004) k výpočtům vlastností motýlů, jeho živnou rostlinu a habitat, četnost a rozšíření. Z těchto informací pak pomocí ordinací a korelací prokázal spojitost mezo motýlími vlastnostmi a RCS strategií jejich živných rostlin. Dále do modelu zahrnul populační strukturu, rozšíření a mobilitu druhů, tyto znaky také korelovali s RCS strategiemi živných rostlin. Paralelní strategie k RCS rostlin byly navrženy také pro živočichy. Tyto strategie pracují zejména s investicemi do potomstva. Získat přesné údaje je však poměrně pracné, navíc se naměřené hodnoty velmi liší mezi skupinami organismů, pro motýly tento přístup aplikoval např. (Braby 2002). Jiný pohled snažící se predikovat ohroženost a ochranná osudy se snažil definovat habitat jednotlivých druhů. Druhy preferující různé habitaty bývají nestejně ohroženy, protože tyto habitaty trpí rozdílným tlakem na krajinu (Nilsson et al. 2008, van Swaay et al. 2006). Mají-li však být druhy podle habitatů srovnávány, je třeba vědět, jaké kritické komponenty (zdroje) ten který druh potřebuje k přežití. Využívané zdroje jsou vymezeny bionomickými vlastnostmi či funkčními znaky druhů. Shreeve et al. (2001) vymezil habitaty britských motýlů na základě funkčních vlastností druhů a ukázal, že takto definované habitaty korespondují s nezávisle měřenými vlastnostmi jako velikost areálu v Británii nebo míra ohroženosti. Na jejich přístup

navázali např. Kotiaho et al. (2005), Nylin a Bergström (2009), Pöyry et al. (2009) při analýzách motýlů z finského červeného seznamu.

Prakticky všechny zmíněné analýzy se týkaly denních motýlů Severní Evropy nebo Velké Británie. Toto geografické omezení snížilo počet takto analyzovaných druhů (britská fauna je značně ochuzena i ve srovnání s přílehlou západní Evropou (Tolman a Lewington 2008). Taxonomické omezení na denní motýly (Papilionoidea) z analýz vyřadilo řadu potenciálních kombinací bionomických vlastností. Pavlíková a Konvička (in press) rozšířili jejich přístup na vybrané čeledi středoevropských nočních „makrolepidopter“ (tzv. „malé čeledi“, tedy s vyloučením píďalkovitých a můrovitých). Chtěli na jiné skupině vyzkoušet přístup vyvinutý na denních motýlech, přičemž se ptali, zda zdroje využívané jednotlivými druhy definují „habitaty“ srovnatelné s habitaty denních motýlů. Bionomické vlastnosti vymezyly ve sledované skupině pět shluků druhů. Tři odpovídaly hlavním habitatům: lesní - lesostepní (a okraje lesů) - nelesní prostředí (louka a step). Další skupinu tvořili Lithosiinae (čel. Arctiidae), kteří se vůči ostatním vymezili díky své unikátní potravě: lišejníkům a řasám. Poslední skupinu tvořila část čeledi Sphingidae vyvíjející se na bylinách (tj. podčeleď Macroglossinae); jejich bionomické vlastnosti, zejména související s energickým letem, je vyčlenily od ostatních nelesních (luční a stepní duhy) druhů. Bezlesá stanoviště a otevřené lesy obsahovaly proporcčně více ustupujících druhů, než stanoviště uzavřených lesů. Byl zde posun oproti závěrům Shreeva et al (2001). Ten na denních motýlech vymezil pouze jeden shluk lesních druhů, zato však více shluků motýlů vázaných na nelesní stanoviště, lišících se sukcesními poměry (výškou a zapojení) bylinné vegetace.

Cílem předložené práce je porovnat biotopové vlastnosti dvou nepříbuzných skupin jednoho řádu odlišných ve svých životních projevech, tj. denních (Papilionoidea) a nočních motýlů. Otázkou je, zda kombinace těchto skupin ukáže podobné trendy v biotopových preferencích, jako samostatné analýzy zaměřené pouze na jednu skupinu, či zda si tyto skupiny rozdělí různé niky odlišně. Dalším cílem je odhalit, jak se do takto konstruovaného rozdělení habitatů promítnou RCS strategie jak živných rostlin, tak biotopů, v nichž se motýli a jejich živné rostliny vyskytují. Jde tedy jednak o test, zda a nakolik budou zdroji-definované habitaty motýlů odrážet RCS poměry na stanovištích, kde se motýli skutečně vyskytují. Konečně se ptám, jaké bionomické charakteristicky motýlů souvisejí s životem v R, C a S selektované, prostředí.



### 3. Metodika

#### Výběr druhů

Předchozí analýzy pokrývaly buď jen denní (Shreeve et al. 2001, Dennis et al. 2004, Hodgson 1993, Garcia-Barros a Benito, 2010) nebo jen vybraní noční motýly (Pavlíková a Konvička, in press), a tím reprezentovaly vždy jen malou část životních strategií v rámci velkých motýlů (tzv. „macrolepidoptera“). Abych tyto pohledy sloučila, využila jsem existujícího datového souboru pro denní motýly Británie, zahrnující 57 druhů, jejichž nároky jsou popsány pomocí 136 nebiotopových vlastností (Shreeve et al. 2001). Protože nároky jednotlivých druhů se mohou lišit i mezi V. Británií a střední Evropou (viz např. Jansen et al. 2011) rozhodla jsem se omezit výběr druhů i jejich vlastností na situaci ve Velké Británii. Kvůli tomu jsem ovšem musela ze seznamu střeoevropských (nočních) „makrolepidopter“, analyzovaných v práci Pavlíková a Konvička (in press), odebrat druhy, jež se v Británii nevyskytují. Tak jsem z původních 164 dostala 104 druhů. Při výběru druhů jsem brala v potaz údaje uvedené v monografiích Emmet et al. (1992) a Heath et al. (1983).

Sloučením 104 nočních a 60 denních taxonů vznikl soubor srovnatelně velký, avšak mnohem různorodější, než jaký jsem zpracovávala v bakalářské práci. Rozmanitost v mých datech ilustruje nejen různá aktivita dospělců během dne, ale i množství čeledí. Z denních motýlů jsou zde reprezentovány čeledi Hesperidae, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae a Nymphalidae, z nočních pak Lasiocampidae, Endromidae, Saturniidae, Sphingidae, Drepanidae, Notodontidae, Lymantriidae a Arctiidae. Dohromady jsem tedy zpracovávala údaje o 164 druzích denních a velkých nočních motýlů (Tab. 1). Podle Mutanen et al. (2010) patří denní motýli do jedné větve, kdežto ostatní zkoumané druhy nočních motýlů tvoří jinou monofyletickou skupinu. Ovšem s tím, že se Lasiocampoidea jsou vzdálené od ostatních zahrnujících nadčeledi Noctuoidea, Bombycoidea a Drepanoidea. Čeleď Notodontidae je sesterská čeleď Noctuidae, Arctiidae a Lymantriidae jsou ve skutečnosti odvozenými druhy čeledi Noctuidae.

#### Výběr charakteristik

Při výběru charakteristik jsem vycházela analýz habitatových specifity střeoevropských nočních (Pavlíková a Konvička in press) a britských denních (Shreeve et al. 2001) motýlů.

Protože nejsou známy všechny parametry klíčové pro složení hmyzích společenstev na konkrétních typech stanovišť, snažila jsem se o co nejlepší pokrytí co největšího spektra různých aspektů života vybraných druhů. Tyto dvě skupiny mají odlišný způsob života a proto nebylo možné použít všechny charakteristiky pro denní motýly na motýly noční a naopak. Výsledný výběr charakteristik byl proto průnikem těchto prací, ve kterém zůstaly znaky zjistitelné, a tudíž v analýzách uplatnitelné, pro obě skupiny současně. Některé znaky jako kopulační chování a nektarová specifická dospělců, musely být z matice vyloučeny. Z práce o denních motýlech to bylo 89 stavů vlastností z 13 charakteristik, z čehož 30 byly informace o čeledích živných rostlin. Naopak některé charakteristiky byly nově zařazeny do matice (84 stavů 17 charakteristik, z čehož 48 stavů popisuje fenologii druhu). Z práce obsahující pouze některá makrolepidoptera bylo nevhodných 95 stavů vlastností z 8 charakteristik, z toho 72 bylo čeledí živných rostlin.

Nakonec jsem pracovala s 19 různými charakteristikami o celkem 129 stavech (Tab. 2). Tyto charakteristiky odrážely životní cyklus, typ živné rostliny, šíři potravního spektra, místo výskytu jednotlivých stádií a denní dobu jejich aktivity, ale i znaky jako zbarvení či pokryv chlupy housenek a vajíček. Každá z charakteristik pak většinou sestávala z několika stavů (např. denní aktivita dospělců má šest stavů: ráno, dopoledne, poledne, odpoledne, soumrak a noc).

### Příprava dat

V předchozích studiích (Shreeve et al. 2001, Pavlikova and Konvicka in press) byly některé charakteristiky vzájemně korelovány, což mohlo ve výsledné analýze způsobit disproporčně vysokou váhu některých trendům na úkor trendů jiných. Protože se nyní zaměřuji na veškeré charakteristiky přispívající k variabilitě, bez ohledu na jejich sílu, snažila jsem se těsně prokorelované charakteristiky buď odstranit z dat (např. přezimovací stádium bylo korelováno s fenologickým výskytem vývojových stádií), nebo sloučit (typ živné rostliny s její dlouhověkostí).

Abych zmírnila nevyváženost jednotlivých charakteristik danou různým počtem stavů, analyzovala jsem každou více než dvoustavovou charakteristiku s binárním rozložením nejprve pomocí detrendované korespondenční analýzy (DCA) v programu CANOCO v. 4.5 (ter Braak a Smilauer, 2002). Do dalšího zpracování pak tyto charakteristiky zastupovala první či první a druhá DCA osa. Výběr os jsem prováděla individuálně dle jejich příspěvku k

vysvětlené variabilitě. Celkový počet takto upravených dat zahrnoval 30 atributů bionomických vlastností. Rozdílnou vysvětlující hodnotu první a druhé osy jsem zachovala pomocí vah (Tab. 2). Interpretaci DCA os shrnuje tabulka 3.

### RCS živných rostlin

Z monografie Emmet et al. (1992) jsem získala údaje o larválních živných rostlinách každého druhu motýla. V případě, že monografie uvádí jen čeleď, našla jsem jednotlivé druhy v další literatuře (Tolman a Lewington 2008, Macek 2007).

Pro téměř každý druh rostliny existují údaje o bionomických vlastnostech v databázi programu MAVIS (Modular Analysis of Vegetation Information System) (Smart 2000). Zde jsem vyhledala průměrné hodnoty jednotlivých strategií (RCS) živných rostlin každého druhu motýla (Tab. 4). Pro některé rostliny nebyly v databázi žádné údaje; druhy motýlů vyvíjející se na takových rostlinách ( $n=9$ ) byly odstraněny z analýz pracujících s údaji o RCS živných rostlin. Pro druhy, jejichž housenky se živí lišejníky a řasami také nebylo možno získat konkrétní hodnoty. Tyto rostliny jsou oproti ostatním výrazně posunuté ke stresovému pólu RCS kontinua, tudíž jsem jim přiřadila příslušné předpokládané hodnoty ( $n = 16$ ). Pro další analýzy byly všechny hodnoty standardizovány.

### RCS biotopů

Pro stanovení biotopů motýlů Velké Británie jsem použila seznam uvedený v katalogu biotopů Ecofact (Bunce et al. 1999). Je zde rozlišeno 100 biotopů, pokrývajících celé spektrum rozmanitosti Británie. Pro každý biotop jsou uvedeny charakteristiky jako četnost biotopu, vlastnosti podloží a půdy a údaje o složení rostlinných společenstev. Pracovala jsem s pěti nejcharakterističtějšími a pěti nejčastějšími druhy rostlin pro každý typ biotopu a z nich jsem pomocí programu MAVIS spočítala RCS pozice biotopu. Pouze pro „zapojený smrkový les“ (mature coniferous woodlands) databáze MAVIS (Smart 2000) neobsahovala údaje ani k jedné rostlině, proto nebylo možno stanovit jeho RCS hodnoty (Tab. 5). Naštěstí tento habitat osidluje pouze jeden ze zkoumaných druhů, avšak není to jeho jediné místo výskytu, takže byl tímto celkový výpočet zdeformován jen nepatrně.

Britský lepidopterolog Tim Shreeve pak na mou žádost označil biotopy, ve kterých se jednotliví motýli skutečně v Británii vyskytují. Spojením těchto dat s průměrnými skóre

jednotlivých biotopů jsem získala hodnoty průměrného RSC skóre biotopů, které druhy osidlují (Tab. 4). Pro jeden druh nebyla nalezena vhodná kategorie, kryjící se s místem jeho výskytu. Tento druh (*Malacosoma castrense*) byl proto z analýz vyřazen. Pro další analýzy byly hodnoty standardizovány.

Biotopy motýlů zde definuji pro mé potřeby jako místa v krajině, na kterých se vyskytují dospělci; předpokládám, že výskyt dospělců charakterizuje potřeby druhů uceleněji než pouhý výskyt larev, protože dospělci musí, přinejmenším při kladení, navštěvovat i budoucí larvální habitaty (Dennis 2003).

V analýzách používajících hodnoty RCS živných rostlin či habitatů jsem, na rozdíl od ordinačních analýz, pracovala se 155 druhy britských motýlů.

### Analýzy

Analýzu motýlích charakteristik jsem prováděla v programu CANOCO for Windows 4.5 (ter Braak a Smilauer, 2002) pomocí analýzy hlavních komponent (PCA). Druhy motýlů do výpočtů vstupovaly jako vzorky (samples) a vlastnosti motýlů jako druhová data (species), charakteristiky jsem dále centrovala a standardizovala.

Nejprve jsem promítla vzájemné pozice jednotlivých motýlů a jejich charakteristik do mnohorozměrného prostoru. K následné vizualizaci vztahu motýlů a jejich RCS strategií jsem do ordinací přidala RCS strategie živných rostlin, respektive biotopů, jako dodatkové proměnné (supplementary variables). Dodatkové proměnné se zobrazí na ordinačních diagramech, ale nezmění vzájemné vztahy mezi druhy a jejich charakteristikami. Provedla jsem také Spearmanův korelační test ordinačních os s hodnotami RCS živných rostlin a biotopů.

Udělila jsem údajům o RCS strategii živných rostlin a habitatů status charakteristiky prostředí (environmental variable) a analyzovala je pomocí redundančních analýz (RDA) při použití Monte Carlo permutačního testu, 999 permutací. Z těchto analýz jsem pak zjistila podíl habitatů a živné rostliny převedených na své RCS souřadnice na vysvětlení celkové variability. Také jsem zjistila podíl jednotlivých těchto složek a velikost jejich průniku analýzou rozkladu variance.

## 4. Výsledky

Sloučením samostatných souborů denních a nočních motýlů, i přes ztrátu některých potenciálně cenných informací a přes redukci jiných charakteristik skrze odstranění zdvojených informací, jsem mohla pracovat s 19 charakteristikami, celkem o 129 stavech (21 156 polí). Sestavila jsem tabulku bionomických charakteristik britských denních a vybraných nočních macrolepidopter (Appendix 2, list 1 a 2). Z PCA ordinací je patrné, že se denní i noční motýli od sebe bionomicky lišili, ale nebylo to způsobeno taxonomickým zařazením, nýbrž rozdílným využíváním habitatů. To podporují například druhy nočních motýlů s denní aktivitou (dlouhozobky rodu *Hemaris* a *Macroglossum stellatarum*).

### Habitatové nároky

PCA těchto charakteristik vysvětlila pomocí prvních čtyř ordinačních os 48,3% variability (1. osa 17,4%, 2. osa 14,3%, 3. osa 9,1% a 4. osa 7,5% variability) (Tab.1). První osa oddělila druhy se stromy a keři jako živnou rostlinou, létající za soumraku či v noci (kladné hodnoty grafu, např. hranostajník vrbový, bourovec ostružiníkový) od druhů s bylinami jako larvální živnou rostlinou a létající spíše ve dne (záporné hodnoty, perleťovec stříbropásek, dlouhozobka svízelová) (Obr. 1). Druhá osa oddělila druhy charakterizované polyfágními chlupatými a výrazně zbarvenými housenkami (babočka kopřivová, štetconoš trnkový), jež přezimují ve stádiu vajíčka a jejichž univoltinní dospělci mají dobu letu posunutou spíše na přelom jara a léta, od druhů charakterizovaných monofágními kryptickými a málo ochlupenými housenkami (lišaj lipový, okáč metlicový), jejichž dospělci se objevují již zjara, protože přezimují ve stádiu kukly, často tak stihnou dovršit dvě generace za rok (záporné hodnoty). Vlastnosti druhů jsou vyobrazeny na ordinačním diagramu (Obr. 2). Třetí osa rozlišila druhy dle etologie jejich housenek. Druhy kladných hodnot přezimují ve stádiu housenky, ty pak žijí samotářsky, krmí se přes noc kdežto přes den odlezou od místa žíru, jsou nenápadné a polyfágní (přástevník chrastavcový). Druhy na opačné straně kontinua přezimují spíše jako kukly či dospělci, jejich výrazně zbarvené housenky jsou monofágní a gregarické alespoň do třetího instaru živící se přes den, také neopouštějí místo požeru (babočka paví oko) (Obr. 3). Konečně čtvrtá osa rozdělila druhy podle chování jejich dospělců a kukel. Kladné hodnoty zaujaly druhy s nenápadně zbarvenými dospělci, jež kladou tmavě zbarvená přezimující vajíčka, která samičky maskují zadečkovými chlupy, housenky se kuklí přímo na

stromech, někteří zástupci mají bezkřídlé samice (štetconoš trnkový). Na záporném pólu osy se ocitly druhy s dospělci výstražného zbarvení, jejichž kukly přezimují v bylinném patře či skrytě v zemi. Vajíčka jsou pak jasně zbarvená, nemaskovaná chloupky ze samičího zadečku (přástevník starčkový) (Obr. 4).

### Vliv RCS strategií

Vizualizace RCS pozic živných rostlin a habitatů do základního ordinačního modelu (Obr. 1) ukázala, že C-póly živných rostlin i habitatů jsou úzce korelovány a směřují ke kladným hodnotám první osy. Tedy motýli, jejichž živné rostliny jsou konkurenčně zdatné (zpravidla stromy a keře), vyhledávají vegetaci s většinou konkurenčně zdatných druhů (zpravidla lesy a křoviny). Skoro přesně opačný směr mají oba R póly, rovněž úzce korelované. Druhy využívající R-selektované živné rostliny žijí v prostředích s většinou R-selektovaných rostlin. Nejvíce rozporuplné jsou oba S-póly. S-selektované biotopy i S-selektované živné rostliny jsou paralelní s druhou ordinační osou, vztah však je v obou případech slabý (tj., krátké šipky na ordinačním diagramu) a směr závislosti je pro živné rostliny a prostředí opačný. Znamená to, že S-selektované živné rostliny se nemusejí vyskytovat v biotopech s převahou S-selektovaných rostlin. Tento vztah se dá vysvětlit přítomností skupiny Lithosiinae v analýze, tato podskupina přástevníků se živí lišejníky, což jsou striktní S strategové rostoucí ve všech biotopech.

Následná korelace hodnot ordinačních skóre druhů a RCS skóre jejich živných rostlin a biotopů ukázala, že více korelovány s vlastnostmi druhů jsou RCS pozice jejich živných rostlin. R a C pól živných rostlin byl korelován se třemi osami ordinace, zatímco S pól pouze s jednou (třetí). Skóre biotopu bylo nejlépe korelováno s osou první a to póly C a R, přičemž R pól koreloval ještě s osou druhou. Biotopový S pól nevykázal žádnou korelaci s ordinačními osami (Tab. 6).

	živná rostlina			biotop		
PCA	R	C	S	R	C	S
1. osa	-0,631 ***	0,495 ***	-0,090	-0,423 ***	0,315 ***	0,014
2.osa	0,195 **	-0,340 ***	0,142	0,229 **	-0,040	-0,134
3.osa	-0,072	-0,366 ***	0,412 ***	-0,067	-0,113	0,105
4.osa	-0,246 ***	0,119	0,059	-0,127	0,155	-0,062

Tab. 6: Korelace ordinačních skóre klasifikace motýlích habitatů s pozicemi motýlích živných rostlin a motýlích biotopů na RCS kontinuu. Korelace byla provedena pomocí Spearmanova testu, hodnoty signifikance jsou: \*\*\*  $p < 0.01$ , \*\*  $p < 0,01$ .

RCS strategie měly signifikantní vliv na uspořádání bionomických vlastností motýlů. RDA analýza bionomických atributů a RCS biotopů vytvořila shluk rovnoměrně uspořádaných druhů motýlů (první osa – eigenvalue = 0.057,  $F=0.915$ ,  $p=0.001$ , všechny osy – trace = 0.069,  $F = 5.623$ ,  $p = 0.001$ ) (Obr. 5: druhy, Obr. 6: vlastnosti), RCS živných rostlin data uspořádalo do pomyslného trojúhelníku s převahou živných rostlin v prostoru se strategií R (první osa – eigenvalue = 0.087,  $F = 14.546$ ,  $p = 0.001$ , všechny osy – trace = 0.130,  $F = 11.321$ ,  $p = 0.001$ ) (Obr. 7: druhy, Obr. 8: vlastnosti). Pomocí rozkladu variability jsem zjistila, že větší vliv na toto uspořádání mají RCS strategie živných rostlin, kdežto vliv RCS charakteristik prostředí je sice signifikantní, ale mnohem nižší (Tab. 7)

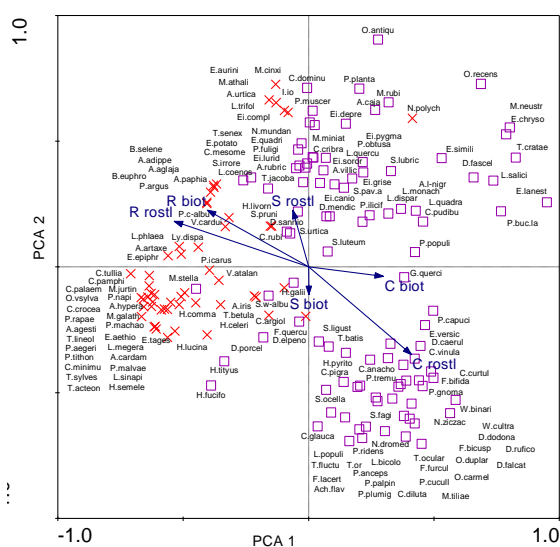
	celkem	samostatně	průnik
živná rostlina	13.0%	8.6%	4.4%
biotop	6.9%	2.5%	

Tab 7: Rozklad variance RCS živných rostlin a RCS motýlích biotopů

## Bionomické vlastnosti motýlů a RCS strategie

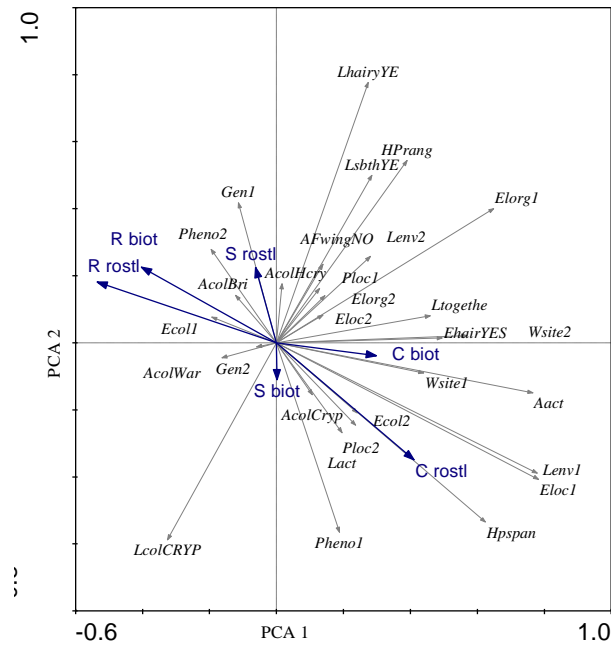
Různé bionomické vlastnosti motýlů jsou spojeny s různými RCS strategiemi rostlin nebo charakteristikami prostředí. C biotopy, tj. prakticky lesní společenstva, osídlují druhy přezimující ve stádiích vajíček nebo dospělců, k přezimování vyhledávají místa na stromech a na stromech se i kuklí. Druhy živící se C rostlinami nepřezimují jako housenky a jejich potrava je vytrvalá rostlina, nejčastěji dřevina. R biotopy, tj. především luční biotopy, osídlují motýli s výstražným zbarvením a s lučními housenkami, žijícími často v zapředných listech. R rostlinami se živí druhy s nápadným či výstražným zbarvením a s denní aktivitou, přezimují v bylinném patře. Druhy motýlů obývajících S stanoviště bývají krypticky zbarvení, vajíčka jsou zpravidla kladeny mimo živné rostliny. Kuklí se na povrchu nebo v zápředku v listu. Druhy živící se S rostlinami přezimují jako housenky nebo kukly. Vajíčka kladou mimo živné rostliny, housenky jsou mimo dobu aktivity skryté a nezdržují se na živných rostlinách

Obrázky: V obrázcích 1,3,4,5 a 7 je vizualizována aktivita dospělců. Motýli aktivní ve dne jsou označeni křížkem, dospělci aktivující v noci či za šera čtvercem.

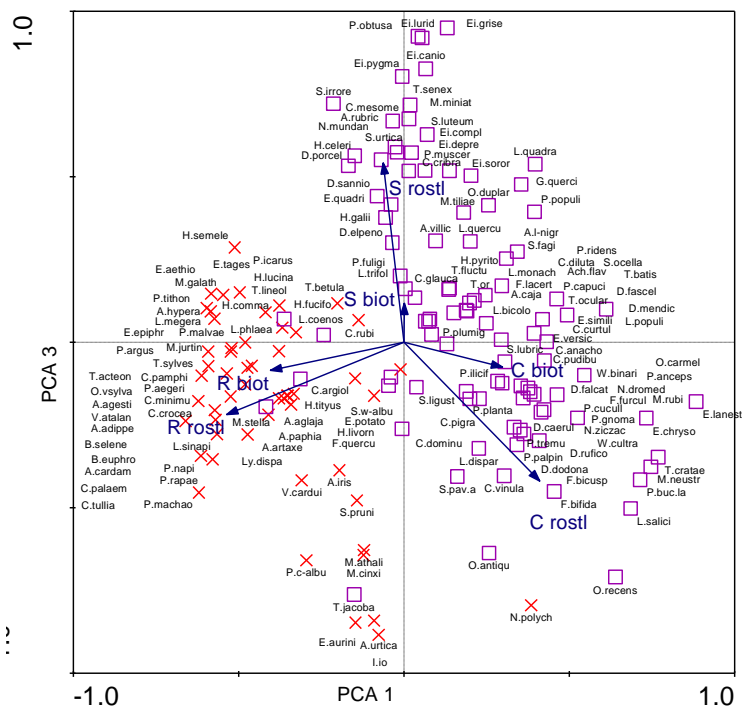


Obr. 1: Zobrazení PCA ordinace první (17,4% variability) a druhé (14,3%) osy s vizualizovanými RCS strategiemi jejich živných rostlin a RCS pozicemi jejich biotopů.

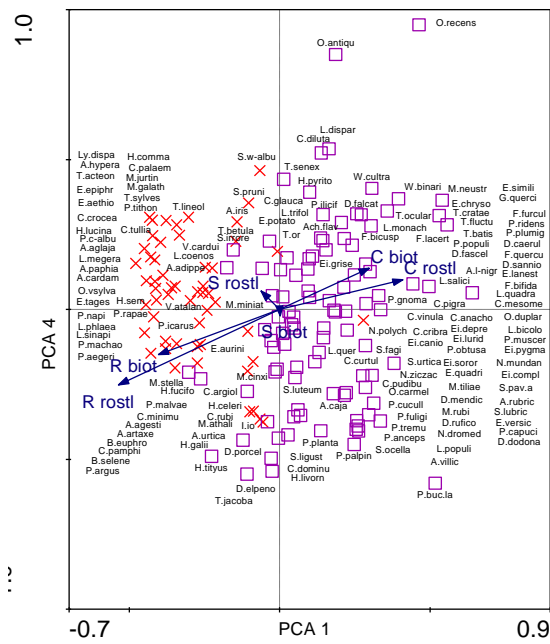




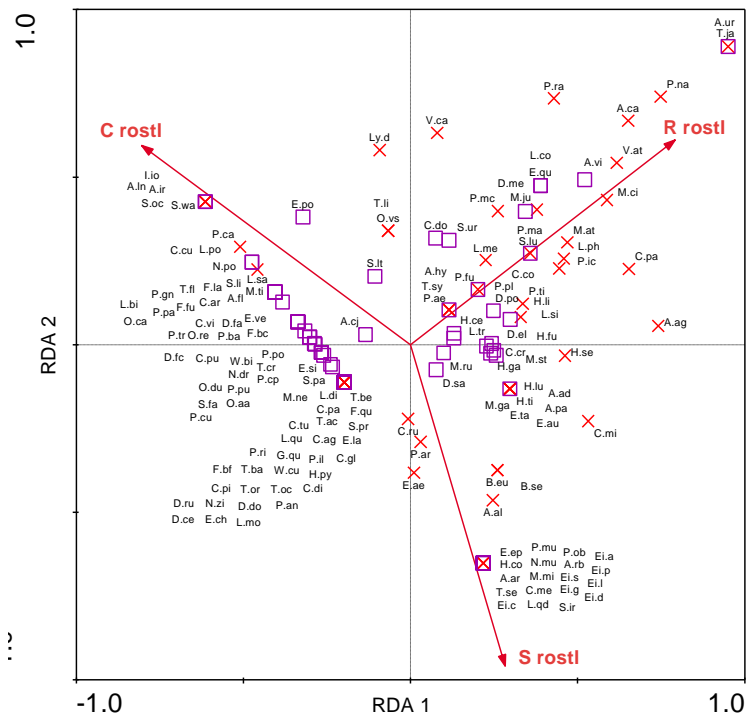
Obr. 2: První a druhá ordinační osa s vizualizovanými vlastnostmi motýlů a RCS strategiemi jejich živných rostlin a RCS pozicemi jejich biotopů.



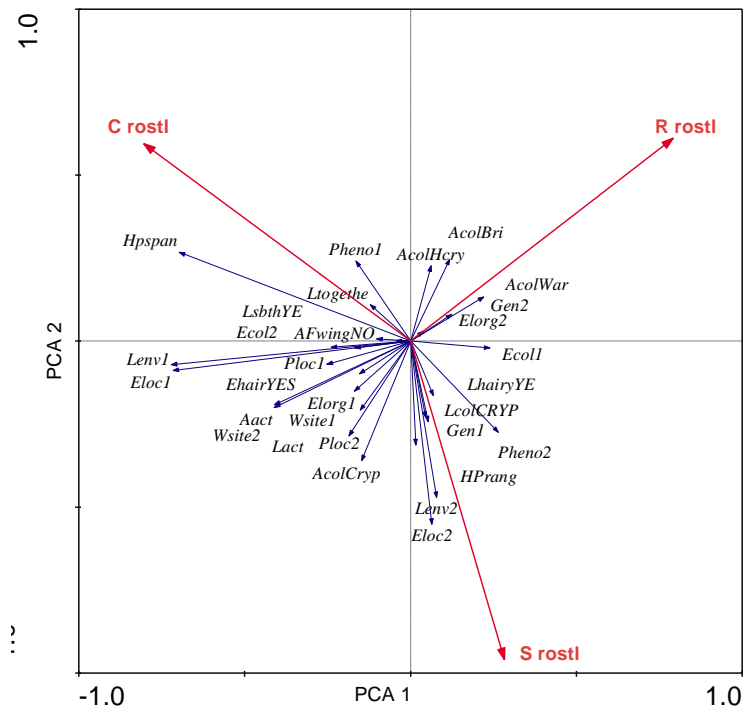
Obr. 3: Výsledná ordinační analýza první (17,4% variability) a třetí (9,1% variability) osy s RCS strategiemi jejich živných rostlin a biotopů jako doplňkovými proměnnými.



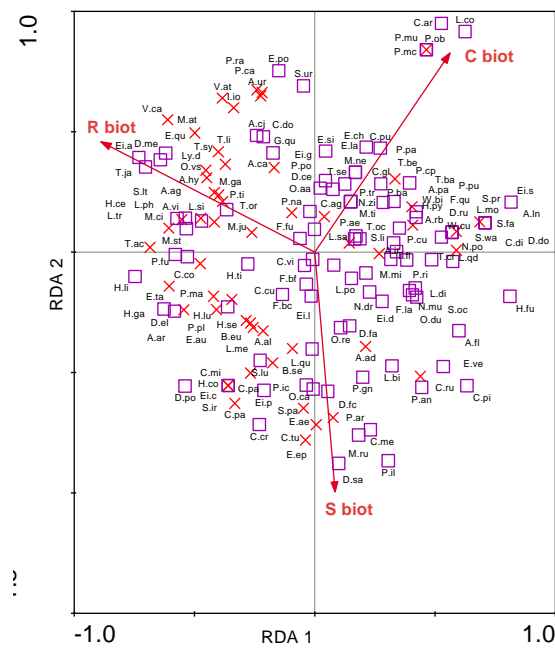
Obr. 4: Průnik první (17,4%) a čtvrté (7,5%) osy ordinační analýzy s doplňkovými proměnnými RCS živných rostlin a RCS biotopů.



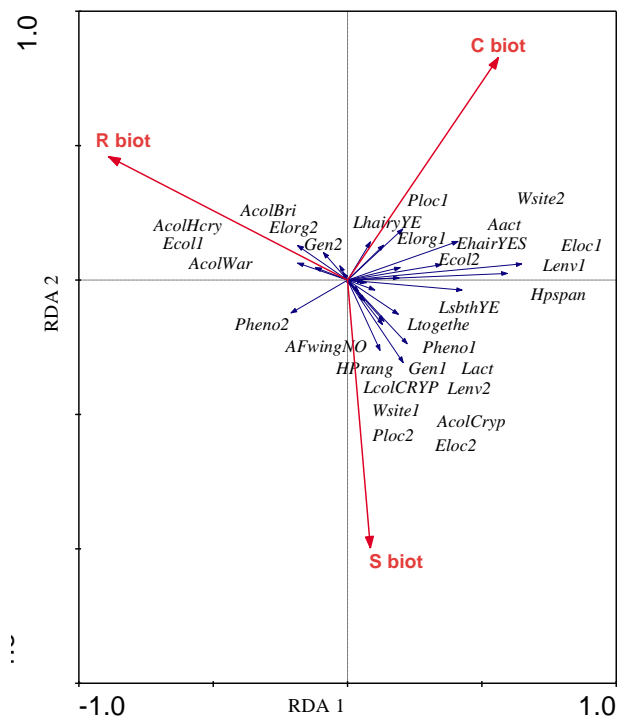
Obr. 5: První a druhá osa RDA analýzy životních strategií živných rostlin.



Obr. 6: Vizualizace výsledku RDA analýzy se zobrazenými motýlími vlastnostmi a RCS strategiemi jejich druhů.



Obr. 7: RDA analýza bionomických vlastností motýlů s RCS hodnotami jejich biotopů jako charakteristikami prostředí.



Obr. 8: První a druhá osa RDA analýzy motýlích vlastností a RCS jejich biotopů.

## 5. Diskuse

Společnou analýzou bionomických vlastností dvou nárokově i fylogeneticky rozdílných skupin motýlů jsem získala habitaty druhů odražené v ordinačním prostoru, které signifikantně korelují s RCS strategiemi, jak z pohledu larválních živných rostlin, tak i z pohledu biotopů.

### Habitatové nároky

Funkční klasifikace habitatů denních a části nočních motýlů Velké Británie utvořila ve výsledném grafu kontinuum druhů, jehož základní parametry odpovídají původním analýzám, kde byly tyto skupiny odděleny (Shreeve et al. 2001; Pavlíková a Konvička in press). První osa míří od druhů lesních společenstev k druhům nelesním. Druhá osa je pak především

funkcí počtu živných rostlin a fenologie motýlích druhů. V práci obsahující jen denní motýly vznikne pouze jeden shluk druhů spjatých s lesními společenstvy. Zahrnuje jak ostruháčky tak i některé babočky. Ordinance druhů nočních vrací na les vázané shluky dva a to shluk zapojeného lesa se srpokřídleci, částí lišajů a dalšími skupinami a shluk řídkého lesa a lesních okrajů obsahujících hlavně martináče, část bekyní a bourovců. V analýze spojující denní a noční motýly se striktně lesní druhy vyřadily do kladných hodnot první osy. Na jejich okraji blízko neutrálních hodnot první a záporných hodnot druhé osy jsou „lesní“ lišajové a ostruháčci, kdežto původně „stromové“ babočky a noční motýli rozvolněného lesa jsou na okraji směřujícím ke kladným hodnotám osy druhé.

Nelesní druhy denních motýlů tvořily v oddělené analýze tři shluky a to druhy vysoce mobilní inklinující k tradičně ruderálním habitatům (převážně babočky), druhy nízkých trávníků (většinou modrásci) a druhy vysokých otevřených trávníků (babočky, bělásci, okáči, soumračníci). Noční motýli utvořili pouze shluky dva a to druhy vázané na bylinná a travnatá společenstva (přástevníci, pabourovci, někteří bourovci a bekyně) a vysoce mobilní lišaje. V souhrnné ordinaci se pak v kladných hodnotách druhé osy umístily druhy noční vázané na bylinná společenstva, vysoce mobilní denní motýli obývající tradiční ruderální společenstva a část druhů denních motýlů obývajících louky. Na přechodu z kladných hodnot do záporných jsou denní motýli stepí a nízkostébelných společenstev. V záporných hodnotách druhé i první osy je druhá část lučních denních motýlů. Vysoce mobilní lišajové živící se bylinami se umístili poblíž lišajů vázaných na stromy a ostruháčků.

Na základě této ordinace můžeme charakterizovat atributy, související s existencí v různých habitatech, s druhy vázané na les souvisí hlavně pozice housenek a vaječné snůšky ve stromovém patře. Na otevřené lesy jsou vázány druhy polyfágní s výrazně zbarvenými dospělci. Nelesní stanoviště jsou spojeny s fenologií (přezimují ve stádiu housenky či kukly) a výstražným zbarvením dospělců. Ordinance odráží silný vliv doby aktivity dospělců v tomto výběru druhů. (viz Obr. 1, 3 a 4)

Analýza totiž obsahuje jen zlomek druhové bohatosti řádu Lepidoptera, tudíž sledování motýli pravděpodobně nepokrývají celé spektrum možných habitatů a hlavně životních strategií (například: rákosiny se specializovanou faunou čeledi Noctuidae, makrofytní vegetace se specializovanými píďalkami). A pochopitelně by se celé výsledky pozměnily přidáním microlepidoptera s řadou minujících, spřádajících a jinak potravně adaptovaných taxonů.

## Vliv RCS strategií

Ordinační analýza potvrdila vztah mezi bionomickými vlastnostmi motýlů a RCS strategiemi larválních živných rostlin i vztah mezi vlastnostmi motýlů a RCS charakteristikami biotopů. To znamená, že motýli jsou svým životním stylem přizpůsobeny jak živné rostlině, tak i biotopu, který obývají. Živné rostliny mají velký vliv na chování (lesní druhy létají v noci) a fenologii (životní stádia jsou adaptována na obranné mechanismy rostlin - vyplatí se žít se rašícími listy stromů na jaře, než se inkorporují sekundární látky, viz Čížek 2005), a také na výskyt jednotlivých stádií v rostlinných patrech (vývoj druhů uzavřeného lesa probíhá v koruně či na kmenu stromu). Vazba motýlů na jejich živné rostliny jakožto primárních herbivorů je silná.

Jednotlivá stádia motýlů se však vyskytují i mimo živnou rostlinu: vajíčka mohou být kladena volně přímo na zem (jasoň dymnivkový: Konvička a Kuras, 1999), housenky se různě přemísťují, ať už po zemi (přesuny bourovčíků) či vzduchem (mladé housenky štětconoše trnkového) (Lepidopterologen-Arbeitsgruppe, 2000), kuklení často probíhá daleko od místa krmení a dospělci až na nelétající formy využívají pro různé aktivity během denního cyklu různá prostředí. Živná rostlina dále sama o sobě není dostatečný předpoklad pro výskyt housenky, např. hnědásek osikový i bourovec trnkový úspěšně dokončují svůj vývoj pouze na málo zastíněných rostlinách (Freese et al. 2006, Ruf et al. 2003) Do svých analýz jsem tedy začlenila motýlí biotopy. Tyto údaje odráží vlastnosti biotopů krajiny, které druhy skutečně využívají nezávisle na jejich živných rostlinách.

Korelace RCS statutu živných rostlin a biotopů vysvětlila pouze malé procento (15,5%) celkové variability. Použití bionomických vlastností motýlů vysvětlilo 48,3% , zatímco Shreeve et al. (2001) analyzoval 57 denních motýlů pomocí 128 jejich vlastností a vysvětlil 37,3% a Garcia-Barros a Benito (2010) ve své práci s 205 denními motýli Iberského poloostrova vysvětlil 39% variability díky vlastnostem motýlů a jejich disperzi, severojižní velikost areálu a jejich průměrnou nadmořskou výšku. Do základní matice nevstupovaly ani všechny atributy (chyběly zejména podrobnější etologické údaje o housenkách a dospělcích, či potravní nároky dospělců viz Pavlikova a Konvička in press a geografické či altitudinální proměnné, mobilita dospělců) a je otázkou, jakou část variability by vysvětlily.

Největší podíl variability vysvětlily RCS strategie rostlin, biotopy se podílely pouze malou frakci (viz Tab. 7). Na druhé straně, RCS strategie živných rostlin vysvětlily zhruba třetinu variability tvořené bionomickými vlastnostmi motýlů. Živná rostlina je přesně definovaná, zatímco biotop motýla sestává z mnoha plošek krajiny, na kterých se určitý druh vyskytuje. Problematickým bodem může být také druhové spektrum živných rostlin. Mnoho druhů motýlů využívá jednu až několik hlavních živných rostlin, ale je schopno svůj vývoj dokončit i na jiných druzích. Všechny živné rostliny odráží šíři tolerance druhu na různé chemické a fyzikální vlastnosti rostliny, kdežto hlavní živné rostliny odráží preferenci určitého stavu. Otázkou také je, zda se u polyfágních druhů liší živné rostliny ve svých RCS strategiích, nebo jen motýl využívá rozdílné druhy, ale se stejnými strategiemi.

Kromě přímého měření by alternativní cestou pro zjištění RCS pozice biotopů bylo získat RCS údaje pro všechny rostliny, které se v daném biotopu mohou vyskytovat a z nich udělat vážený průměr podle abundance. To však není cíl příliš reálný. Mnou zvolený postup zahrnuje a) nejvíce četné a b) charakteristické rostliny pro daný biotop, tudíž rostliny, o kterých se dá předpokládat, že jsou svojí životní strategií nejlépe uzpůsobeny k růstu na daném biotopu a tedy že nejlépe odráží jeho vlastnosti.

### Bionomické vlastnosti motýlů a RCS strategie

Z analyzovaných bionomických vlastností by podle výsledků práce Dennis et al. (2004) měly nést informaci o RCS strategiích především ty vlastnosti, které jsou spojené s vývojovým cyklem motýlích druhů (vývoj a fenologie) a jejich stravou (počet a typ živné rostliny). Pomocí redundanční analýzy se tento předpoklad potvrdil pouze u C strategie, která v obou případech (živné rostliny i biotop) interagovala s výskytem jednotlivých stádií v roce i typem živné rostliny. S R strategiemi se pojí spíše zbarvení dospělých motýlů a jejich aktivita během dne. Druhy R stanovišť, tedy nelesních otevřených společenstev létají často ve dne. Jejich jasné či varovné zbarvení tak může upozornit predátory na jejich jedovatost nebo nechutnost způsobenou ukládáním a přetvářením sekundárních látek svých živných rostlin (např. přástevníci: Hartmann et al. 1990, babočky: Rydell et al. 2001). Zbarvení dále hraje roli v rozpoznávání potenciálních partnerů a namlouvacích rituálech (Vanewright a Boppre, 1993). Druhy inklinující k využívání S biotopů a rostlin jsou nenápadné jak ve zbarvení tak životních projevech. Mimo aktivitu jsou v úkrytech.

Využití této práce, kromě stanovení motýlích habitatů, zhodnocení odrazu RCS strategií živné rostliny a biotopu na životní strategie motýlů a nalezení bionomických vlastností, které jsou nejvíce s těmito strategiemi korelovány spočívá v jejím užití jako predikčního nástroje. Za účelem předvídání vývoje četnosti a šíření motýlů vznikla například práce (Heikkinen et al. 2010), autoři zde analyzují mnoho parametrů od geografických, přes mobilitu a nynější rozšíření 100 druhů denních motýlů. Pomocí několika modelů se snaží odhadnout budoucí vývoj. Životní strategie jednotlivých druhů jsou ale zastoupeny velmi málo, což je možný důvod nedostatečného vysvětlení ohrožení ohrožených druhů. Například se ukazuje, že četnost dospělců odráží kvalitu housenčího habitatu (Turlure et al. 2010). Využití co největšího počtu informací z jednotlivých kategorií (životní strategie, mobilita, geografické údaje) je klíčové pro utvoření kvalitního predikčního nástroje využitelného pro praktickou ochranu přírody.



## 6. Literatura

- Andersen A.N., (1997) Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography* 24: 433-460.
- Braby M.F. (2002) Life history strategies and habitat templates of tropical butterflies in north-eastern Australia. *Evolutionary Ecology* 16: 399-413.
- Bunce R.G.H, Barr C.J., Gillespie M.K., Howard D.C., Scott W.A., Smart S.M., van de Poll H.M., Watkins J.W., (1999) ECOFACT 1: Vegetation of the British countryside - the Countryside Vegetation System. DEFRA Publications, London.
- Cizek L., (2005) Diet composition and body size in insect herbivores: Why do small species prefer young leaves? *European Journal of Entomology* 102: 675–681.
- Čížek L., Beneš J., Konvička M., Fric Z., (2009) Zpráva o stavu země: Odhmyzeno Jak se daří nejpočetnější skupině obyvatel České republiky? *Vesmír* 88: 386-391.
- Conrad K.F., Woiwod I.P., Parsons M., Fox R., Warren M.S. (2004) Long-term population trends in widespread British moth. *Journal of Insect Conservation* 8: 119–136.
- Dennis R.L.H., Shreeve T.G., Van Dyck H. (2003) Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102: 417-426.
- Dennis R.L.H., Hodgson J.G., Grenyer R., Shreeve T.G., Roy D.B. (2004) Host plants and butterfly biology. Do host-plant strategies drive butterfly status? *Ecological Entomology* 29: 12–26.

- Emmet A.M., Heath J. (1992) *The Moths and Butterflies of Great Britain and Ireland. Volume 7, Part 2*. Harley Books, Colchester.
- Freese A., Benes J., Bolz R., Cizek O., Dolek M., Geyer A., Gros P., Konvicka M., Liegl A., Stettmer C. (2006) Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Animal Conservation* 9: 388-397.
- Garcia-Barros E., Benito H.R. (2010) The relationship between geographic range size and life history traits: is biogeographic history uncovered? A test using the Iberian butterflies. *Ecography* 33: 392-401.
- Grime J.P. (1974) Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*. 250: 26 - 31.
- Grime J.P. (1979) *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Chichester.
- Hartmann T., Biller A., Witte L., Ernst L., Boppre M. (1990) Transformation of plant pyrrolizidine alkaloids into novel insect alkaloids by arctiid moths (Lepidoptera). *Biochemical Systematics and Ecology* 18: 549-554.
- Heath J., Emmet A.M. (1983) *The Moths and Butterflies of Great Britain and Ireland. Volume 9*. Harley Books, Colchester. 288 pp.
- Heikkinen R.K., Luoto M., Leikola N., Poyry J., Settele J., Kudrna O., Marmion M., Fronzek S., Thuiller W. (2010) Assessing the vulnerability of European butterflies to climate change using multiple criteria. *Biodiversity and Conservation* 19: 695-723.
- Hickling R., Roy D.B., Hill J.K., Fox R., Thomas C.D. (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology* 12: 1–6.
- Hodgson J.G. (1993) Commonness and rarity in British butterflies. *Journal of Applied Ecology* 30:407–427.
- Jansen G., Vepsäläinen K., Savolainen R. (2011) A phylogenetic test of the parasite-host associations between *Maculinea* butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae) and *Myrmica* ants (Hymenoptera: Formicidae). *European Journal of Entomology* 108: 53-62.
- Kitahara M., Fuji K. (1994) Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance - an analysis based on the concept of generalist vs specialist strategies. *Researches on Population Ecology* 36: 187-199.
- Konvička M., Kuras T. (1999) Population structure, behaviour and selection of oviposition sites of an endangered butterfly, *Parnassius mnemosyne*, in Litovelské Pomoraví, Czech Republic. *Journal of Insect Conservation* 3: 211-223.

- Kotiaho J.S., Kaitala V., Komonen A., Paivinen J. (2005) Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *P Natl Acad Sci USA* 102:1963–1967
- Lepidopterologen-Arbeitsgruppe (2000) Schmetterlinge und ihre Lebensräume. Band 3.
- Lizee M.H., Bonardo R., Mauffrey J.F., Bertaudiere-Montes V., Tatoni T., Deschamps-Cottin M. (2011) Relative importance of habitat and landscape scales on butterfly communities of urbanizing areas. *Comptes Rendus Biologies* 334: 74-84.
- Macek J., Dvorak J., Traxler L., Cervenka V. (2007) Motýli a housenky střední Evropy. Noční motýli I. Academia, Praha.
- Mutanen M., Wahlberg N., Kaila L. (2010) Comprehensive gene and taxon coverage elucidates radiation patterns in moths and butterflies. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 277: 2839-2848.
- Nylin S., Bergstrom A. (2009) Threat status in butterflies and its ecological correlates: how far can we generalize? *Biodiversity and Conservation* 18: 3243- 3267.
- Nilsson S.G., Franzen M., Jonsson E. (2008) Long-term land-use changes and extinction of specialised butterflies. *Insect Conservation and Diversity* 1: 197-207.
- Pavlíková A., Konvička M. An ecological classification of Central European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes. *Journal of Insect Conservation*, in press
- Poyry J., Luoto M., Heikkinen R.K., Kuussaari M., Saarinen K. (2009) Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies. *Global Change Biology* 15:732–743.
- Rydell J., Fagerstrom J., Andersson S., Stille G.G., Gelang M., Lancaster W.C., Svensson M.G.E., Tullberg B.S. (2001) Convergence in wing coloration between orange underwing moths (*Archiearis* spp.) and tortoiseshell butterflies (*Aglais* spp.). *Entomologica Fennica* 12: 65-71.
- Ruf C., Freese A., Fiedler K. (2003) Larval sociality in three species of central-place foraging lappet moths (Lepidoptera : Lasiocampidae): A comparative survey. *Zoologischer Anzeiger* 242: 209-222.

- Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., van Halder I., Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I., Schweiger O. (2008) Climatic risk atlas of European butterflies. Pensoft, Sofia.
- Schweiger O., Settele J., Kudrna O., Klotz S., Kuhn I. (2008) Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89: 3472-3479.
- Shreeve T.G., Dennis R.L.H., Roy D.B., Moss D. (2001) An Ecological Classification of British Butterflies: Ecological Attributes and Biotope Occupancy. *Journal of Insect Conservation* 5:145–161.
- Smart P. (2000) Modular Analysis of Vegetation Information System (MAVIS). Centre for Ecology & Hydrology. Online available at [URL:<http://www.ceh.ac.uk/products/software/cehsoftware-mavis.htm>]
- ter Braak C.J.F., Smilauer P. (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- Tolman T., Lewington R. (2008) Collins Butterfly Guide: The Most Complete Field Guide to the Butterflies of Britain and Europe 400 pages, 2000 colour illus, distribution maps. Harper Collins, London.
- Turlure C., Choutt J., Van Dyck H., Baguette M., Schtickzelle N. (2010) Functional habitat area as a reliable proxy for population size: case study using two butterfly species of conservation concern. *Journal of Insect Conservation* 14: 379-388.
- Vanewright R.I., Boppre M. (1993) Visual and Chemical signaling in butterflies - functional and phylogenetic perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 340: 197-205.
- van Swaay C., Warren M., Lois G. (2006) Biotope use and trends of European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 10: 189-209.

Van Swaay C., Cuttelod A., Collins S., Maes D., López Munguira M., Šašić M., Settele J., Verovnik R., Verstrael T., Warren M., Wiemers M., Wynhof I. (2010) European Red List of Butterflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Zimmermann K., Fric Z., Filipova L., Konvička M. (2005) Adult demography, dispersal and behaviour of *Brenthis ino* (Lepidoptera: Nymphalidae): How to be a successful wetland butterfly. *European Journal of Entomology* 102: 699–706.

	4 písmená zkratka	8 písmená zkratka	skóre druhů na ordinačních osách PCA			
			1. osa	2.osa	3.osa	4.osa
<b>Hesperiidae</b>						
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	C.pa	C.palaem	-1,5336	-0,3104	-0,52	0,3774
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	T.sy	T.sylves	-1,2243	-0,28	-0,2077	1,0611
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	T.li	T.lineol	-1,0701	-0,3575	0,2529	1,1638
<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)	T.ac	T.acteon	-1,1903	-0,2563	-0,1904	0,9289
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)	H.co	H.comma	-0,8638	-0,3678	0,1246	0,1921
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	O.vs	O.vsylva	-1,4151	-0,4254	-0,2528	0,4611
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)	E.ta	E.tages	-1,2996	-0,6993	0,4422	0,275
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)	P.ma	P.malvae	-1,3815	-0,7423	-0,0566	-0,3935
<b>Papilionidae</b>						
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	P.mc	P.machao	-1,6273	-0,4733	-1,2459	-0,288
<b>Pieridae</b>						
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	L.si	L.sinapi	-1,4817	-0,6004	-0,7846	0,1315
<i>Colias croceus</i> (Fourcroy, 1785)	C.co	C.crocea	-1,6494	-0,3187	-0,5099	0,767
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	G.rh	G.rhamni	-0,5552	-0,3381	-1,5967	0,4745
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	P.br	P.brassi	-0,5392	1,3448	-1,9353	-0,4697
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	P.ra	P.rapae	-1,5605	-0,3569	-0,9986	-0,0746
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	P.na	P.napi	-1,6471	-0,3294	-0,9552	0,0638
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	A.ca	A.cardam	-1,5007	-0,5952	-0,6445	0,27
<b>Lycaenidae</b>						
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)	C.ru	C.rubi	-0,3737	0,3568	0,2742	-1,2095
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)	T.be	T.betula	-0,5358	-0,3002	0,3715	0,9287
<i>Favonius quercus</i> (Linnaeus, 1758)	F.qu	F.quercu	-0,045	-0,5202	-0,1925	0,8022
<i>Satyrium w-album</i> (Knoch, 1782)	S.wa	S.w-albu	-0,2409	-0,211	-0,4376	1,7654
<i>Satyrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)	S.pr	S.pruni	-0,3974	0,387	-1,2565	1,3632
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	L.ph	L.phlaea	-1,3089	0,1794	0,0538	0,3368
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1802)	Ly.d	Ly.dispa	-1,1117	0,1756	-0,5215	0,149
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)	C.mi	C.minimu	-1,3089	-0,4339	-0,2881	-0,6849
<i>Plebejus argus</i> (Linnaeus, 1758)	P.ar	P.argus	-1,054	0,5402	0,067	-0,6237
<i>Aricia agestis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	A.ag	A.agesti	-1,4212	-0,4852	-0,3713	-0,4492
<i>Aricia artaxerxes</i> (Fabricius, 1793)	A.ar	A.artaxe	-1,2946	0,0401	-0,6334	-0,3836
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	P.ic	P.icarus	-1,0185	-0,0961	0,2047	-0,1047
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	P.co	P.corido	-0,8366	-0,0364	0,8998	0,5408
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)	P.be	P.bellar	-1,0811	-0,2789	-0,7077	-0,8099
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	C.ag	C.argiol	-0,4038	-0,5094	-0,304	-0,7432
<i>Phengaris arion</i> (Linnaeus, 1758)	M.ar	M.arion	-1,2857	-0,346	0,4758	-0,5986
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)	H.lu	H.lucina	-0,9686	-0,6914	0,291	0,223
<b>Nymphalidae</b>						
<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)	L.ca	L.camill	-0,7503	0,0953	-0,354	1,0022
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)	A.ir	A.iris	-0,5135	-0,3333	-1,055	1,1042
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	V.at	V.atalan	-0,8844	-0,0943	-0,4316	0,0428
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	V.ca	V.cardui	-0,8344	0,4723	-1,1094	0,5651
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	A.ur	A.urtica	-0,2819	1,6673	-2,2359	-1,3775
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)	N.po	N.polych	1,0274	1,6003	-2,1357	-0,1792
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	I.io	I.io	-0,2389	1,6635	-2,3498	-1,4094
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	P.ca	P.c-albu	-0,8078	0,547	-1,7711	0,1278

<i>Boloria selene</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	B.se	B.selene	-1,0027	0,6453	-0,3339	-0,4229
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)	B.eu	B.euphro	-1,0465	0,5356	-0,3297	-0,4348
<i>Argynnis adippe</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	A.ad	A.adippe	-0,9547	0,7309	-0,3609	0,5674
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	A.al	A.aglaja	-0,9785	0,6863	-0,295	0,3264
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	A.pa	A.paphia	-0,985	0,7231	-0,3375	0,252
<i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)	E.au	E.aurini	-0,4186	1,7375	-2,2027	-0,2931
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)	M.ci	M.cinxi	-0,3811	1,8337	-1,6095	-0,6775
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)	M.at	M.athali	-0,3654	1,6426	-1,5647	-1,3075
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	P.ae	P.aegeri	-1,625	-0,4076	-0,2807	0,3706
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	L.me	L.megera	-1,5049	-0,6056	0,1732	0,6277
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783)	E.ep	E.epiphro	-1,3743	0,0604	0,0392	1,1351
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)	E.ae	E.aethio	-1,5339	-0,431	0,451	0,9516
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	M.ga	M.galath	-1,4469	-0,4562	0,4143	0,8683
<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)	H.se	H.semele	-1,3666	-0,4293	0,8584	0,2247
<i>Pyronia tithonus</i> (Linnaeus, 1767)	P.ti	P.tithon	-1,5405	-0,2939	0,2933	1,1303
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	M.ju	M.jurtin	-1,5757	-0,2356	-0,026	0,6695
<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	A.hy	A.hypera	-1,5655	-0,3343	0,3062	1,1654
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	C.pa	C.pamphi	-1,616	-0,1573	-0,1518	-0,53
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller, 1764)	C.tu	C.tullia	-1,7689	-0,1079	-0,6101	0,5941
<b>Lasiocampidae</b>						
<i>Poecilocampa populi</i> (Linnaeus, 1758)	P.po	P.populi	1,0804	0,1238	1,1267	0,5892
<i>Trichiura crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	T.cr	T.cratae	2,0853	1,2439	-0,8797	1,0409
<i>Eriogaster lanestris</i> (Linnaeus, 1758)	E.la	E.lanest	2,4221	0,7913	-0,431	0,1999
<i>Malacosoma neustria</i> (Linnaeus, 1758)	M.ne	M.neustr	2,0416	1,5424	-0,9677	1,325
<i>Malacosoma castrense</i> (Linnaeus, 1758)	M.ca	M.castre	0,4701	1,8755	-0,7835	-0,2987
<i>Lasiocampa trifolii</i> (Den. & Schiff., 1775)	L.tr	L.trifol	0,0111	1,436	0,5637	0,496
<i>Lasiocampa quercus</i> (Linnaeus, 1758)	L.qu	L.quercu	0,5308	1,0185	0,9737	-0,3353
<i>Macrothylacia rubi</i> (Linnaeus, 1758)	M.ru	M.rubi	0,7756	1,6952	-0,214	-1,1012
<i>Euthrix patatoria</i> (Linnaeus, 1758)	E.po	E.potato	-0,107	1,0471	-0,2792	0,8628
<i>Phyllodesma ilicifolium</i> (Linnaeus, 1758)	P.il	P.ilicif	0,5712	0,4925	-0,4492	1,1429
<i>Gastropacha quercifolia</i> (Linnaeus, 1758)	G.qu	G.querci	1,0013	-0,0809	1,2643	1,1637
<b>Endromidae</b>						
<i>Endromis versicolora</i> (Linnaeus, 1758)	E.ve	E.versic	1,21	-0,5336	0,0276	-1,1864
<b>Saturniidae</b>						
<i>Saturnia pavonia</i> (Linnaeus, 1758)	S.pa	S.pav.a	0,4428	0,9687	-1,0785	-0,6787
<b>Sphingidae</b>						
<i>Sphinx ligustri</i> Linnaeus, 1758	S.li	S.ligust	0,1253	-0,7779	-0,3396	-1,5265
<i>Sphinx pinastri</i> Linnaeus, 1758	S.pi	S.pinast	0,348	-1,5393	-0,0548	-0,4604
<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)	M.ti	M.tiliae	0,5546	-1,1946	0,995	-0,5532
<i>Smerinthus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	S.oc	S.ocella	0,2023	-1,2438	0,1504	-1,3096
<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)	L.po	L.populi	0,2703	-1,4606	0,0107	-1,2525
<i>Hemaris tityus</i> (Linnaeus, 1758)	H.ti	H.tityus	-0,811	-0,9043	-0,2924	-1,8317
<i>Hemaris fuciformis</i> (Linnaeus, 1758)	H.fu	H.fucifo	-0,9326	-1,2135	0,1904	-0,8479
<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)	M.st	M.stella	-1,1217	-0,2572	-0,4986	-0,7477
<i>Hyles gallii</i> (Rottemburg, 1775)	H.ga	H.galii	-0,1021	-0,1906	1,0426	-1,4153
<i>Hyles livornica</i> (Esper, 1780)	H.li	H.livorn	-0,0893	0,5597	-0,2117	-1,8604
<i>Deilephila elpenor</i> (Linnaeus, 1758)	D.el	D.elpeno	-0,0435	-0,4841	0,7825	-2,0633
<i>Deilephila porcellus</i> (Linnaeus, 1758)	D.po	D.porcel	-0,4085	-0,7222	1,4371	-1,6322
<i>Hippotion celerio</i> (Linnaeus, 1758)	H.ce	H.celeri	-0,3595	-0,3097	1,545	-1,0168

<b>Drepanidae</b>						
<i>Cilix glaucatus</i> (Scopoli, 1763)	<i>C.gl</i>	C.glauca	0,173	-1,5829	0,3092	0,6273
<i>Falcaria lacertinaria</i> (Linnaeus, 1758)	<i>F.la</i>	F.lacert	0,6662	-1,5965	0,2835	0,7006
<i>Drepana falcataria</i> (Linnaeus, 1758)	<i>D.fa</i>	D.falcat	1,1143	-1,4863	-0,4208	1,1686
<i>Sabra harpagula</i> (Esper, 1786)	<i>S.ha</i>	S.harpag	0,9867	-1,3759	0,0202	0,2381
<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1766)	<i>W.bi</i>	W.binari	1,5706	-1,3116	-0,2927	1,3679
<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)	<i>W.cu</i>	W.cultra	1,2303	-1,189	-0,5492	1,5144
<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>T.ba</i>	T.batis	0,27	-0,7936	0,1254	0,3797
<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)	<i>H.py</i>	H.pyrito	0,4566	-0,8426	0,432	1,4409
<i>Tethea ocularis</i> (Linnaeus, 1767)	<i>T.oc</i>	T.ocular	1,2391	-1,7236	0,1326	1,0408
<i>Tethea or</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>T.or</i>	T.or	0,6194	-1,6833	0,2162	0,8186
<i>Tetheella fluctuosa</i> (Hübner, 1803)	<i>T.fl</i>	T.fluctu	0,4352	-1,4959	0,3863	0,6237
<i>Ochropacha duplaris</i> (Linnaeus, 1761)	<i>O.du</i>	O.duplar	0,7734	-1,3364	1,063	-0,0618
<i>Cymatophorina diluta</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>C.di</i>	C.diluta	0,581	-1,1322	0,1857	1,9293
<i>Achlya flavicornis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>A.fl</i>	Ach.flav	0,6005	-1,61	0,211	0,8712
<i>Polyploca ridens</i> (Fabricius, 1787)	<i>P.ri</i>	P.ridens	0,4963	-1,7341	0,2038	0,6639
<b>Notodontidae</b>						
<i>Clostera curtula</i> (Linnaeus, 1758)	<i>C.cu</i>	C.curtul	1,1092	-0,8261	-0,0161	-0,4839
<i>Clostera anachoreta</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>C.ar</i>	C.anacho	0,8417	-0,8677	-0,0325	0,2704
<i>Clostera pigra</i> (Hufnagel, 1766)	<i>C.pi</i>	C.pigra	0,684	-0,859	-0,4966	0,0818
<i>Cerura vinula</i> (Linnaeus, 1758)	<i>C.vi</i>	C.vinula	0,8732	-0,7051	-1,1469	-0,0742
<i>Furcula bicuspis</i> (Borkhausen, 1790)	<i>F.bc</i>	F.bicusp	0,9652	-1,1943	-0,7235	0,7653
<i>Furcula furcula</i> (Clerck, 1759)	<i>F.fu</i>	F.furcul	0,8359	-1,6136	-0,4046	1,0484
<i>Furcula bifida</i> (Brahm, 1787)	<i>F.bf</i>	F.bifida	1,292	-0,9627	-1,282	0,1045
<i>Notodonta dromedarius</i> (Linnaeus, 1767)	<i>N.dr</i>	N.dromed	1,0132	-1,634	-0,5041	-1,471
<i>Notodonta ziczac</i> (Linnaeus, 1758)	<i>N.zi</i>	N.ziczac	1,4804	-1,3689	-0,6437	-0,6697
<i>Drymonia dodonaea</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>D.do</i>	D.dodona	1,0206	-1,0995	-0,7793	-1,5586
<i>Drymonia ruficornis</i> (Hufnagel, 1766)	<i>D.ru</i>	D.rufico	1,1403	-1,0847	-0,8156	-1,3298
<i>Pheosia gnoma</i> (Fabricius, 1776)	<i>P.gn</i>	P.gnoma	1,301	-1,1134	-0,3872	0,0484
<i>Pheosia tremula</i> (Clerck, 1759)	<i>P.tr</i>	P.tremu	0,9771	-0,9366	-0,7054	-1,4982
<i>Pterostoma palpinum</i> (Clerck, 1759)	<i>P.pa</i>	P.palpin	0,9596	-1,125	-0,8407	-1,6966
<i>Ptilophora plumigera</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>P.pu</i>	P.plumig	0,3919	-1,1294	-0,0431	0,5283
<i>Leucodonta bicoloria</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>L.bi</i>	L.bicolo	0,7154	-1,2981	0,0859	-0,0298
<i>Ptilodon capucina</i> (Linnaeus, 1758)	<i>P.cp</i>	P.capuci	1,2776	-0,3665	0,3378	-1,411
<i>Ptilodon cucullina</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>P.cu</i>	P.cucull	1,1162	-1,4915	-0,5015	-1,0248
<i>Odontosia carmelita</i> (Esper, 1798)	<i>O.ca</i>	O.carmel	1,0751	-1,286	-0,4667	-0,8621
<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	<i>P.ba</i>	P.buc.la	1,9221	0,6271	-1,0685	-2,2008
<i>Peridea anceps</i> (Goeze, 1781)	<i>P.an</i>	P.anceps	0,9864	-1,4259	-0,3904	-1,3927
<i>Stauropus fagi</i> (Linnaeus, 1758)	<i>S.fa</i>	S.fagi	0,9029	-1,316	0,6291	-0,2916
<i>Diloba caeruleocephala</i> (Linnaeus, 1758)	<i>D.ce</i>	D.caerul	1,1667	-0,6752	-0,6241	0,4723
<b>Lymantriidae</b>						
<i>Orgyia recens</i> (Hübner, 1819)	<i>O.re</i>	O.recens	1,7557	1,8204	-1,6721	3,7998
<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	<i>O.aa</i>	O.antiqu	0,695	2,2905	-1,5134	3,4188
<i>Dicallomera fascelina</i> (Linnaeus, 1758)	<i>D.fc</i>	D.fascel	1,6777	1,0101	0,3862	0,3328
<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)	<i>C.pu</i>	C.pudibu	1,152	0,4783	-0,1017	-0,8315
<i>Euproctis chrysorrhoea</i> (Linnaeus, 1758)	<i>E.ch</i>	E.chryso	2,0059	1,4398	-0,586	1,1407
<i>Euproctis similis</i> (Fuessly, 1775)	<i>E.si</i>	E.simili	1,3424	1,1336	0,2439	1,2275
<i>Laelia coenosa</i> (Hübner, 1808)	<i>L.co</i>	L.coenos	-0,6449	0,87	0,1017	0,5218
<i>Leucoma salicis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>L.sa</i>	L.salici	1,8434	0,9585	-1,3052	0,2841
<i>Arctornis l-nigrum</i> (Müller, 1764)	<i>A.ln</i>	A.l-nigr	0,9366	0,5272	0,7763	0,3997
<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	<i>L.mo</i>	L.monach	0,8012	0,5344	0,4748	0,8912
<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	<i>L.di</i>	L.dispar	0,6217	0,4992	-0,8129	2,0421



<b>Arctiidae</b>						
<i>Thumatha senex</i> (Hübner, 1808)	<i>T.se</i>	T.senex	0,0825	1,0608	2,0085	1,6234
<i>Nudaria mundana</i> (Linnaeus, 1761)	<i>N.mu</i>	N.mundan	-0,0943	1,1503	1,7263	-0,4667
<i>Miltochrista miniata</i> (Forster, 1771)	<i>M.mi</i>	M.miniat	0,0136	1,048	1,8449	0,1314
<i>Cybosia mesomella</i> (Linnaeus, 1758)	<i>C.me</i>	C.mesome	-0,1108	0,973	1,8388	0,1617
<i>Pelosia muscerda</i> (Hufnagel, 1766)	<i>P.mu</i>	P.muscer	0,0128	1,4825	1,4798	-0,3198
<i>Pelosia obtusa</i> (Her.-Sch., 1852)	<i>P.ob</i>	P.obtusa	0,1313	0,9118	2,5442	-0,2018
<i>Atolmis rubricollis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>A.rb</i>	A.rubric	-0,0768	0,7903	1,5735	-0,7912
<i>Eilema sororculum</i> (Hufnagel, 1766)	<i>Ei.s</i>	Ei.soror	0,5405	0,9028	1,3664	-0,2733
<i>Eilema griseolum</i> (Hübner, 1803)	<i>Ei.g</i>	Ei.grise	0,3494	0,7239	2,6189	0,2097
<i>Eilema pygmaeolum</i> (Doubleday, 1847)	<i>Ei.a</i>	Ei.pygma	-0,0448	0,9566	2,2512	-0,1136
<i>Eilema complanum</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Ei.p</i>	Ei.compl	0,0292	1,3392	1,6339	-0,4426
<i>Eilema lurideolum</i> (Zincken, 1817)	<i>Ei.l</i>	Ei.lurid	0,1083	0,7951	2,5338	-0,0349
<i>Eilema depressum</i> (Esper, 1787)	<i>Ei.d</i>	Ei.depre	0,3478	1,3865	1,449	0,1347
<i>Eilema caniola</i> (Hübner, 1808)	<i>Ei.c</i>	E.canio	0,1814	0,4377	2,2806	-0,2416
<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	<i>L.qd</i>	L.quadra	1,0706	0,6116	1,4332	0,0252
<i>Setina irrorella</i> (Linnaeus, 1758)	<i>S.ir</i>	S.irrore	-0,5544	0,8623	2,0045	0,7211
<i>Setina roscida</i> (Den. & Schiff., 1775)	<i>C.cr</i>	C.cribra	0,1946	1,0565	1,4791	-0,1049
<i>Parasemia plantaginis</i> (Linnaeus, 1758)	<i>P.pl</i>	P.planta	0,4917	1,8447	-0,2728	-1,5377
<i>Spilosoma lubricipeda</i> (Linnaeus, 1758)	<i>S.lu</i>	S.lubric	0,8426	0,9752	-0,0967	-1,0602
<i>Spilosoma luteum</i> (Hufnagel, 1766)	<i>S.lt</i>	S.luteum	0,2148	0,1361	1,7083	-0,8585
<i>Spilosoma urticae</i> (Esper, 1789)	<i>S.ur</i>	S.urtica	-0,1518	0,3567	1,4933	-0,2488
<i>Diaphora mendica</i> (Clerck, 1759)	<i>D.me</i>	D.mendic	0,2238	0,4788	0,2465	-0,7215
<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)	<i>P.fu</i>	P.fuligi	-0,0425	0,9421	0,6247	-0,7241
<i>Arctia caja</i> (Linnaeus, 1758)	<i>A.cj</i>	A.caja	0,6496	1,5591	0,4953	-1,0567
<i>Arctia villica</i> (Linnaeus, 1758)	<i>A.vi</i>	A.villic	0,2638	0,88	0,8847	-1,3324
<i>Diacrisia sannio</i> (Linnaeus, 1758)	<i>D.sa</i>	D.sannio	-0,1786	0,3414	1,2455	0,5158
<i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)	<i>E.qu</i>	E.quadri	-0,1009	1,1141	1,2354	-0,3675
<i>Callimorpha dominula</i> (Linnaeus, 1758)	<i>C.do</i>	C.dominu	-0,0471	1,8312	-0,57	-1,6098
<i>Tyria jacobaeae</i> (Linnaeus, 1758)	<i>T.ja</i>	T.jacoba	-0,4005	0,8346	-2,0054	-2,1282

Tab 1: Výčet druhů použitých v práci, jejich zkratk a pozic na PCA ordinačních osách.

bionomická vlastnost	stavy	zkratka znaku	příspěvek os k vysvětlené variabilitě:				užité váhy pro použité osy	
			1. osa	2.osa	3.osa	4.osa	1. osa	2.osa
Místo přezimování	pod zemí	WsiBUR	23.4	14.1	6.8	4.0	0.6	0.4
	povrch země	WsiSUR						
	v lžáně	WsiLIAN						
	v nízkém porostu	WsiSHO						
	ve vysokém porostu	WsiTALL						
	na keři	WsiSHR						
	na stromě	WsiTREE						
	ve stočeném listu	WsiLEAF						
Vývoj	víceletý	GENbien	32.9	18.5	3.3	1.2	0.6	0.4
	jednogeneční	GENuniv						
	jednogeneční s občasou druhou generací	GENuni+						
	dvougeneční	GENbivo						
	vícegeneční	GENmulti						
Umístění kukel	pod zemí	PloBUR	22.9	17.0	8.4	3.5	0.6	0.4
	povrch země	PloSUR						
	bylinné patro	PloFIE						
	v keři	PloSHRU						
	kmen stromu	PloTREE						
	koruna stromu	PloCANO						
	ve stočeném listu	PloLEAF						
	u hostitelů (mravenci)	PloATTE						
Počet živných rostlin	monofág (1 rostlinná čeleď)	HPraMONO	50.0	33.3				
	oligofág (2 či 3 rostlinné čeledi)	HPraOLIG						
	polyfág	HPraPOLY						
Typ živné rostliny	jednoletá rostlina	HPspANN	34.6	12.0	5.1	3.6		
	dvouletá rostlina	HPspBIE						
	lžána	HPspLIAN						
	vytrvalá bylina	HPspSHO						
	vytrvalá dřevina	HPspLON						
	nízká bylina/travina	HPspSMAL						
	vysoká travina/rostlina	HPspTALL						

	keř	HPspSHRU							
	strom	HPspTREE							
	lišejník/mech...	HPspNONP							
Stanoviště housenek	pod zemí	LenvBURI	26.6	16.7	8.7	4.4	0.6	0.4	
	povrch země	LenvGROU							
	bylinné patro	LenvFIEL							
	keř	LenvSHRU							
	kmen stromu	LenvTREE							
	koruna stromu	LenvCANO							
	ve stočeném listu	LenvLEAF							
	u hostitelů (mravenci)	LenvATTE							
Zbarvení housenek	kryptické	LcolCRYP							
Doba aktivity housenek	den	LactivDA	100.0						
	noc	LactiNI							
Slunění housenek	housenky se sluní	LsbthYES							
Gregarióznost housenek	housenky gregariózní (alespoň do 3. instaru)	Ltogethe							
Pokrytí povrchu housenek	housenky hodně chlupaté	LhairyYES							
Typ a velikost snůšky	vajíčka kladena jednotlivě	ElorgSING	46.0	18.6	1.5	0.5	0.7		
	vajíčka kladena v malých snůškách (do 10 kusů)	ElorgSMAL							
	vajíčka kladena ve velkých shlucích	ElorgLARG							
	vajíčka kladena ve tvaru řetízku	ElorgRIC							
	vajíčka kladena ve tvaru zrcátka	ElorgLIN							
	vajíčka kladena ve tvaru kombinace	ElorgCOM							
Umístění vajíčka	na povrchu země	ElocEART	27.7	15.1	8.9	3.7	0.6	0.4	
	v nízkém porostu	ElocSHOR							
	ve vysokém porostu	ElocTALL							
	na lžáně	ElocLIANO							
	na keři	ElocSHRU							
	na kmeni	ElocTRUN							
	v koruně	ElocCANO							
Zbarvení vajíčka	bílé	EcolWHIT	21.3	16.3	10.0	3.6	0.6	0.4	
	žluté	EcolYELL							

	hnědé	EcolBROW						
	červené	EcolRED						
	černé	EcolBLAC						
	šedé	EcolGREY						
	zelené	EcolGREE						
	se skvrnami	EcolPUNC						
Pokrytí povrchu snůšky	snůška pokryta chloupky	EhairYES						
Přítomnost křídel u samic	samičky bezkřídle	AFwingNO						
Denní aktivita dospělců	rozbřesk	dawn	52.9	10.1	4.6	1.4		
	dopoledne	morning						
	poledne	mid-day						
	odpoledne	afternoon						
	sooumrak	dusk						
	noc	night						
Zbarvení dospělců	kryptické	AcolCryp					0.25	
	kryptické se skrytými výstražnými prvky	AcolHcry					0.25	
	jasné zbarvení (bílé..)	AcolBri					0.25	
	varovné	AcolWar					0.25	
Fenologie	dospělci létají v lednu	Afly1	27.7	12.4	4.9	2.9	0.7	0.3
	dospělci létají v únoru	Afly2						
	dospělci létají v březnu	Afly3						
	dospělci létají v dubnu	Afly4						
	dospělci létají v květnu	Afly5						
	dospělci létají v červnu	Afly6						
	dospělci létají v červenci	Afly7						
	dospělci létají v srpnu	Afly8						
	dospělci létají v září	Afly9						
	dospělci létají v říjnu	Afly10						
	dospělci létají v listopadu	Afly11						
	dospělci létají v prosinci	Afly12						
	vajíčka se vyskytují v lednu	Eper1						
	vajíčka se vyskytují v únoru	Eper2						
	vajíčka se vyskytují v březnu	Eper3						

	vajíčka se vyskytují v dubnu	Eper4						
	vajíčka se vyskytují v květnu	Eper5						
	vajíčka se vyskytují v červnu	Eper6						
	vajíčka se vyskytují v červenci	Eper7						
	vajíčka se vyskytují v srpnu	Eper8						
	vajíčka se vyskytují v září	Eper9						
	vajíčka se vyskytují v říjnu	Eper10						
	vajíčka se vyskytují v listopadu	Eper11						
	vajíčka se vyskytují v prosinci	Eper12						
	housenky se vyskytují v lednu	Lper1						
	housenky se vyskytují v únoru	Lper2						
	housenky se vyskytují v březnu	Lper3						
	housenky se vyskytují v dubnu	Lper4						
	housenky se vyskytují v květnu	Lper5						
	housenky se vyskytují v červnu	Lper6						
	housenky se vyskytují v červenci	Lper7						
	housenky se vyskytují v srpnu	Lper8						
	housenky se vyskytují v září	Lper9						
	housenky se vyskytují v říjnu	Lper10						
	housenky se vyskytují v listopadu	Lper11						
	housenky se vyskytují v prosinci	Lper12						
	kukly se vyskytují v lednu	Pper1						
	kukly se vyskytují v únoru	Pper2						
	kukly se vyskytují v březnu	Pper3						
	kukly se vyskytují v dubnu	Pper4						
	kukly se vyskytují v květnu	Pper5						
	kukly se vyskytují v červnu	Pper6						
	kukly se vyskytují v červenci	Pper7						
	kukly se vyskytují v srpnu	Pper8						
	kukly se vyskytují v září	Pper9						
	kukly se vyskytují v říjnu	Pper10						
	kukly se vyskytují v listopadu	Pper11						
	kukly se vyskytují v prosinci	Pper12						

Tab 2: Výčet charakteristik, jejich hodnoty DCA os a vah užitých v ordinaci.

<b>bionomická vlastnost</b>	<b>význam osy od kladné osy k záporné</b>
Místo přezimování 1	zimou přečkávají v zemi či na jejím povrchu x na živné rostlině
Místo přezimování 2	zimou přečkávají na stromech a keřích x v bylinném patře a v zemi
Vývoj 1	mají jednu generaci za rok x více generací do roka
Vývoj 2	druhy s delším vývojovým cyklem x druhy s rychlým vývojovým cyklem
Umístění kukel 1	kuklí se na stromech x skrytě (v zemi, mraveništích)
Umístění kukel 2	druhy kuklí se v keřovém a stromovém patře x v patře bylinném
Počet živných rostlin	polyfágní druhy x monofágní
Typ živné rostliny	živná rostlina je dlouhověká stromové či keřové formy x rostliny jsou krátkověké
Stanoviště housenek 1	housenky se vyskytují ve stromovém patře x v patře bylinném
Stanoviště housenek 2	housenky mezi žírem opouštějí živnou rostlinu x druhy zůstávají na rostlině
Zbarvení housenek	druhy kryptické x výstražné
Doba aktivity housenek	housenky s noční aktivitou x denní
Slunění housenek	housenky se sluní x nesluní se
Gregarióznost housenek	housenky jsou gregarické x samostatně
Pokrytí povrchu housenek	housenky jsou bohatě ochlupené x holé
Typ a velikost snůšky 1	jednotlivé snůšky jsou velké x samička klade po jednom vajíčku
Typ a velikost snůšky 2	vajíčka jednotlivě x ve větších snůškách
Umístění vajíčka 1	snůška je umístěna ve stromovém patře x v bylinném patře
Umístění vajíčka 2	snůška je mimo místo budoucího žíru (kmen, povrch půdy)x vajíčka kladena přímo na rostlinu
Zbarvení vajíčka 1	vajíčka spíše světlá x vajíčka tmavá
Zbarvení vajíčka 2	vajíčka zbarvena v černobílé škále x vajíčka barevná (žlutá, hnědá, zelená)
Pokrytí povrchu snůšky	snůška maskovaná chloupky ze samiččího zadečku x nemaskovaná
Přítomnost křídel u samic	dospělé samice nemají funkční křídla x letuschopné samice
Denní aktivita dospělců	dospělci létají za žádného či nízkého osvitů x za plného dne
Zbarvení dospělců: kryptické	dospělci jsou zbarveni krypticky
Zbarvení dospělců: výstražné prvky	dospělci na sobě mají výstražné prvky, normálně překryté kryptickým zbarvením
Zbarvení dospělců: jasné	dospělci jsou jasně zbarveni
Zbarvení dospělců: varovné	dospělci jsou varovně zbarveni
Fenologie 1	přezimují jako kukli, dospělci jsou na jaře x přezimují jako vajíčka, dospělci jsou na přelomu jara a léta
Fenologie 2	přezimují jako housenky, dospělci jsou na přelomu jara a léta x přezimují jako dospělci, tudíž jsou již brzy na jaře

Tab. 3: Význam jednotlivých DCA os bionomických vlastností, použitých k analýzám.

	Živé rostliny				Motýlí biotopy		
	R	C	S	počet rostlin užitých při výpočtu	R	C	S
<i>Carterocephalus palaemon</i> (Pallas, 1771)	1	3	3	1	2.17	2.277333	3.301333
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	2	3	3	3	2.566154	3.116923	2.153846
<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	2	4	2	2	2.578	3.113	2.0685
<i>Thymelicus acteon</i> (Rottemburg, 1775)	1	3	3	1	2.715	2.705	2.5875
<i>Hesperia comma</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	5	1	2.22	2.33	3.22
<i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761)	2	4	2	1	2.596667	3.02381	2.210952
<i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	1	2.626667	2.636667	2.816667
<i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758)	2.75	2.75	2.75	4	2.4875	2.7125	2.8925
<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	2.5	3	2	2	2.035	3.75	1.57
<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	2.5	2.5	3.5	2	2.582857	2.968571	2.501429
<i>Colias croceus</i> (Fourcroy, 1785)	2.33	3	3	3	2.568	2.792	2.714
<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2.195714	3.104286	2.394286
<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2.883333	2.881667	1.76
<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	1	1	2.425	3.265	1.715
<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)	3.67	2.33	1.33	3	2.229412	2.996471	2.336765
<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	3.5	2.5	1.5	2	2.3624	3.1392	2.1348
<i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758)	1.2	2.4	3.6	5	1.608571	2.664286	3.081429
<i>Thecla betulae</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	1	1.942857	3.255714	2.157143
<i>Favonius quercus</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	2	1.871429	3.208571	2.427143
<i>Satyrrium w-album</i> (Knoch, 1782)	1	5	1	1	1.763333	3.32	2.5
<i>Satyrrium pruni</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	1	1.715	3.41	2.465
<i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	3	2.5	3	2	2.624737	2.838421	2.424211
<i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1802)	2	4	1	1	2.57	3	2.14
<i>Cupido minimus</i> (Fuessly, 1775)	2	1	4	1	2.22	2.33	3.22
<i>Plebejus argus</i> (Linnaeus, 1758)	1.17	2.17	3.83	6	1.86875	2.4475	3.395
<i>Aricia agestis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	2.67	1	3.33	3	2.580833	2.896667	2.433333
<i>Aricia artaxerxes</i> (Fabricius, 1793)	1	1	5	1	2.566667	2.605	2.965
<i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	2.71	2.29	2.86	6	2.128824	2.512941	3.127059
<i>Polyommatus coridon</i> (Poda, 1761)	0	0	0	0	2.22	2.33	3.22
<i>Polyommatus bellargus</i> (Rottemburg, 1775)	0	0	0	0	2.22	2.33	3.22
<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	4	2.13	3.05	2.361429

<i>Phengaris arion</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2.483333	2.74	2.813333
<i>Hamearis lucina</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	2	2.378	2.688	2.854
<i>Limenitis camilla</i> (Linnaeus, 1764)	0	0	0	0	1.9775	3.125	2.6225
<i>Apatura iris</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	1	1.9775	3.125	2.6225
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	3.5	2.5	2	2	2.575	3.2225	1.760833
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	2.33	3.67	1	3	2.698	3.030667	1.845333
<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	4	2	1	1	2.476667	3.32	1.767333
<i>Nymphalis polychloros</i> (Linnaeus, 1758)	1	4.25	1.75	6	1.676667	3.143333	2.5
<i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2.546429	3.235714	1.822143
<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	6	2.473077	3.301538	1.721538
<i>Boloria selene</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1	4.5	1.5	2	2.078571	2.59	3.042381
<i>Boloria euphrosyne</i> (Linnaeus, 1758)	1.5	1.5	4.5	2	2.261667	2.615556	2.941667
<i>Argynnis adippe</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	1.5	1.5	4.5	2	1.871429	2.755714	3.05
<i>Argynnis aglaja</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	3	2.205909	2.608182	2.973182
<i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	1.33	1.33	4.67	2	1.928	3.318	2.376
<i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)	2	2	4	2	2.393636	2.600909	2.882727
<i>Melitaea cinxia</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	2	2.733333	2.865	2.54
<i>Melitaea athalia</i> (Rottemburg, 1775)	3.5	2.5	2.5	4	2.695	3.1525	1.985
<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	3	2.5	2.75	3	2.05	3.054	2.527
<i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	2	3	3	6	2.273333	2.635556	2.998889
<i>Erebia epiphron</i> (Knoch, 1783)	2.4	3	2.6	1	1.86625	2.249375	3.4075
<i>Erebia aethiops</i> (Esper, 1777)	1	1	5	2	1.951	2.3955	3.3165
<i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	4	2	2.579091	3.04	2.338182
<i>Hipparchia semele</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	4	2.3	2.64	2.956667
<i>Pyronia tithonus</i> (Linnaeus, 1767)	2.33	1.67	3.67	5	2.532	2.9945	2.3475
<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	2.6	2.6	3.4	3	2.379615	2.924231	2.486923
<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	2.33	1	2.563333	3.000556	2.295556
<i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	2	3	3	3	2.182222	2.433333	3.177222
<i>Coenonympha tullia</i> (Müller, 1764)	3	1.67	3	1	1.855652	2.322609	3.334348
<i>Poecilocampa populi</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	7	2.16875	3.1975	2.26
<i>Trichiura crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.43	2.57	6	1.771	3.132	2.595
<i>Eriogaster lanestris</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.33	2.67	2	2.097273	3.254545	2.152727
<i>Malacosoma neustria</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	5	2.097273	3.254545	2.152727
<i>Malacosoma castrense</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.2	2.8	3	na	na	na
<i>Lasiocampa trifolii</i> (Den. & Schiff., 1775)	1.83	2.67	3.17	6	2.644	2.866	2.514



<i>Lasiocampa quercus</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	10	2.002	2.606	3.02
<i>Macrothylacia rubi</i> (Linnaeus, 1758)	1.57	2.43	3	7	1.737917	2.397917	3.42
<i>Euthrix patatoria</i> (Linnaeus, 1758)	1.5	4.5	1.5	2	2.43	3.401818	1.632727
<i>Phyllodesma ilicifolium</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	1	1.606	2.356	3.52
<i>Gastropacha quercifolia</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	2	2.343333	3.128333	2.026667
<i>Endromis versicolora</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.67	2.33	3	1.586	2.79	3.092
<i>Saturnia pavonia</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.17	2.83	6	1.954167	2.486667	3.231667
<i>Sphinx ligustri</i> Linnaeus, 1758	1	4	2	2	2.044286	3.097143	2.498571
<i>Sphinx pinastri</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	1.345	2.555	3.4475
<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.89	2.11	9	2.028	3.094	2.512
<i>Smerinthus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	1	1.8	3.0425	2.83
<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)	1	4.33	1.67	3	2.09	2.984	2.664
<i>Hemaris tityus</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	2	2.34	2.798333	2.633333
<i>Hemaris fuciformis</i> (Linnaeus, 1758)	2	2.4	3.4	5	1.5	3.165	2.78
<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)	2	2.25	3.5	4	2.6675	2.7775	2.67
<i>Hyles gallii</i> (Rottemburg, 1775)	2	2.33	3.5	6	2.6575	2.59	2.9875
<i>Hyles livornica</i> (Esper, 1780)	2.29	2.43	3.29	7	2.776	2.622	2.79
<i>Deilephila elpenor</i> (Linnaeus, 1758)	2	2.33	3.33	6	2.605	2.59	2.9825
<i>Deilephila porcellus</i> (Linnaeus, 1758)	2.13	2.5	3	8	2.39	2.275	3.275
<i>Hippotion celerio</i> (Linnaeus, 1758)	1.86	2.71	3.14	7	2.555714	2.867143	2.427857
<i>Cilix glaucatus</i> (Scopoli, 1763)	1	3	3	2	2.023333	3.288889	2.227778
<i>Falcaria lacertinaria</i> (Linnaeus, 1758)	1	4	2	2	1.868	2.914	2.804
<i>Drepana falcataria</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.67	2.33	3	1.92875	2.76625	2.91875
<i>Sabra harpagula</i> (Esper, 1786)	0	0	0	0	1.77	3.3	2.496667
<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1766)	1	3.33	2.67	4	1.9	3.296	2.39
<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)	1	3	3	1	1.7925	3.26	2.515
<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	1	1.95	3.238	2.302
<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)	1	3	3	4	1.872	3.24	2.39
<i>Tethea ocularis</i> (Linnaeus, 1767)	1	3	3	1	2.032	3.066	2.498
<i>Tethea or</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	3	3	1	2.460833	2.918333	2.343333
<i>Tetheella fluctuosa</i> (Hübner, 1803)	1	4	2	2	1.899	3.07	2.602
<i>Ochropacha duplaris</i> (Linnaeus, 1761)	1	3.33	2.67	6	1.788889	2.98	2.732222
<i>Cymatophorina diluta</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	3	3	2	1.77	3.3	2.496667
<i>Achlya flavicornis</i> (Linnaeus, 1758)	1	4	2	2	1.595	2.948333	2.933333
<i>Polyploca ridens</i> (Fabricius, 1787)	1	3	3	2	1.8625	3.1175	2.6225

<i>Clostera curtula</i> (Linnaeus, 1758)	1	4.33	1.67	3	2.155	2.875	2.765
<i>Clostera anachoreta</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	4	2	2	2.006667	3.823333	1.436667
<i>Clostera pigra</i> (Hufnagel, 1766)	1	3	3	2	1.475556	2.741111	3.147778
<i>Cerura vinula</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.67	2.33	3	2.19	3	2.666667
<i>Furcula bicuspis</i> (Borkhausen, 1790)	1	3.67	2.33	3	2.1975	2.77125	2.795
<i>Furcula furcula</i> (Clerck, 1759)	1	4	2	3	2.224	3	2.522
<i>Furcula bifida</i> (Brahm, 1787)	1	3	3	2	2.16875	2.91125	2.65125
<i>Notodonta dromedarius</i> (Linnaeus, 1767)	1	3.5	2.5	4	2.0025	2.95	2.7075
<i>Notodonta ziczac</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	2	2.118333	3.218333	2.343333
<i>Drymonia dodonaea</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	3	3	2	1.77	3.3	2.496667
<i>Drymonia ruficornis</i> (Hufnagel, 1766)	1	3	3	2	1.77	3.3	2.496667
<i>Pheosia gnoma</i> (Fabricius, 1776)	1	4	2	2	1.812	2.61	3.156
<i>Pheosia tremula</i> (Clerck, 1759)	1	3.67	2.33	3	2.118333	3.218333	2.343333
<i>Pterostoma palpinum</i> (Clerck, 1759)	1	4	2	4	2.118333	3.218333	2.343333
<i>Ptilophora plumigera</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	3.5	2.5	2	1.913333	3.13	2.523333
<i>Leucodonta bicoloria</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	4	2	2	1.76	2.7325	3.1325
<i>Ptilodon capucina</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.42	2.58	12	1.92	3.311667	2.205
<i>Ptilodon cucullina</i> (Den. & Schiff., 1775)	1	3.5	2.5	2	1.87	3.07	2.535
<i>Odontosia carmelita</i> (Esper, 1798)	1	4	2	2	1.9775	2.4825	3.2075
<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.67	2.33	12	2.033333	3.3	2.366667
<i>Peridea anceps</i> (Goeze, 1781)	1	3	3	2	1.64	2.714	3.232
<i>Stauropus fagi</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.33	2.67	6	1.715	3.45	2.495
<i>Diloba caeruleocephala</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	2	2.22	3.1925	2.265
<i>Orgyia recens</i> (Hübner, 1819)	1	3.67	2.33	6	1.948	2.736	2.92
<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.33	2.67	6	2.196667	3.063333	2.353333
<i>Dicallomera fascelina</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.67	2.33	6	1.903846	2.503846	3.237692
<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)	1	3.57	2.43	7	2.035556	3.344444	2.02
<i>Euproctis chrysoorrhoea</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	4	2.082222	3.33	2.017778
<i>Euproctis similis</i> (Fuessly, 1775)	1	3.3	2.7	10	2.187143	3.228571	2.022857
<i>Laelia coenosa</i> (Hübner, 1808)	3	3	2	4	1.926667	3.833333	1.476667
<i>Leucoma salicis</i> (Linnaeus, 1758)	1	4	2	3	2.201667	3.071667	2.488333
<i>Arctornis l-nigrum</i> (Müller, 1764)	1	5	1	2	1.715	3.45	2.495
<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	2	1.715	3.45	2.495
<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	2	1.812	3.062	2.778
<i>Thumatha senex</i> (Hübner, 1808)	1	5	1	na	2.16125	3.26875	2.2575

<i>Nudaria mundana</i> (Linnaeus, 1761)	1	5	1	na	1.815	3.04	2.8175
<i>Mitochrista miniata</i> (Forster, 1771)	1	5	1	na	1.961667	2.988333	2.676667
<i>Cybosia mesomella</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	na	1.7025	2.4275	3.378333
<i>Pelosia muscerda</i> (Hufnagel, 1766)	1	5	1	na	2.035	3.75	1.57
<i>Pelosia obtusa</i> (Her.-Sch., 1852)	1	5	1	na	2.035	3.75	1.57
<i>Atolmis rubricollis</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	na	1	1.665	1.28
<i>Eilema sororculum</i> (Hufnagel, 1766)	1	5	1	na	1.6375	3.505	2.355
<i>Eilema griseolum</i> (Hübner, 1803)	1	5	1	na	2.172	3.166	2.186
<i>Eilema pygmaeolum</i> (Doubleday, 1847)	1	5	1	na	2.88	3	2.13
<i>Eilema complanum</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	na	2.1425	2.43	3.3025
<i>Eilema lurideolum</i> (Zincken, 1817)	1	5	1	na	2.076667	2.781111	2.763333
<i>Eilema depressum</i> (Esper, 1787)	1	5	1	na	1.906	2.904	2.742
<i>Eilema caniola</i> (Hübner, 1808)	1	5	1	na	2.22	2.33	3.22
<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	na	1.7125	3.175	2.6125
<i>Setina irrorella</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	1	na	2.22	2.33	3.22
<i>Setina roscida</i> (Den. & Schiff., 1775)	2	2.29	3.43	9	2	2.183333	3.296667
<i>Parasemia plantaginis</i> (Linnaeus, 1758)	2.33	3	3	3	2.416667	2.693333	2.935
<i>Spilosoma lubricipeda</i> (Linnaeus, 1758)	2.67	2.67	2.67	3	2.178571	2.505714	3.127143
<i>Spilosoma luteum</i> (Hufnagel, 1766)	1.67	3.67	2.33	3	2.683333	2.876667	2.456667
<i>Spilosoma urticae</i> (Esper, 1789)	2	3	2	3	2.35125	3.4175	1.72
<i>Diaphora mendica</i> (Clerck, 1759)	2.71	2.86	2.14	7	2.775	3	2.12
<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)	2	3	3	2	2.555	2.72	2.61
<i>Arctia caja</i> (Linnaeus, 1758)	1.33	3.25	2.75	12	2.460714	3.215	1.977143
<i>Arctia villica</i> (Linnaeus, 1758)	2.75	2.25	1.75	4	2.613571	2.847857	2.415714
<i>Diacrisia sannio</i> (Linnaeus, 1758)	1.6	2.6	3.4	5	1.751111	2.255556	3.544444
<i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)	3	3	2	3	2.714545	2.976364	2.047273
<i>Callimorpha dominula</i> (Linnaeus, 1758)	2	3.2	2	4	2.443636	3.23	1.989091
<i>Tyria jacobaeae</i> (Linnaeus, 1758)	4	2	1	1	2.802381	2.935238	2.146667

Tab 4: RCS hodnoty živných rostlin, počet rostlin užitých pro tento výpočet a průměrné hodnoty RCS biotopů každého druhu.

Typ biotopu		Rostlinná strategie			počet použitých rostlin pro výpočet	počet rostlin bez údajů
		R	C	S		
1	almost weed - free wheat/other crops	4.00	2.00	1.00	5.00	3.00
2	various crop with scattered weeds	3.83	2.17	1.17	8.00	2.00
3	cereal crops with scattered grass weeds	4.60	1.40	1.00	8.00	3.00
4	mixed crops with broadleaved weeds	4.56	1.44	1.33	9.00	0.00
5	cereal crops with mixed weeds	4.33	1.33	1.67	7.00	1.00
6	weedy leys/undersown cereal crops	4.13	1.88	1.38	8.00	0.00
7	fertile open hedges/crop boundaries	1.83	3.50	1.83	8.00	2.00
8	fertile hedges/ boundaries	2.00	3.33	1.67	8.00	2.00
9	fertile tall grassland/ open crop hedges	2.60	3.00	1.60	7.00	2.00
10	tall grassland/ herb boundaries	2.17	3.83	1.17	8.00	2.00
11	streamsides within crops	1.86	4.14	1.14	9.00	2.00
12	fertile roadsides	3.33	2.67	1.56	10.00	1.00
13	lowland neutral roadsides	3.25	2.75	2.00	8.00	0.00
14	lowland roadsides/ crop boundaries	3.43	2.57	1.57	9.00	2.00
15	lowland streamsides	2.13	3.75	1.38	8.00	0.00
16	moist fertile scrub/ woodland	2.25	3.13	2.13	9.00	1.00
17	lowland wetland/ streamsides	1.50	4.50	1.00	9.00	3.00
18	fertile shaded streamsides	2.78	2.67	2.22	10.00	1.00
19	fertile streamsides/ wetland tall herb	1.71	4.00	1.29	8.00	1.00
20	grassy roadsides	2.50	3.50	2.25	8.00	0.00
21	species-rich lowland hedges	2.00	3.25	2.50	8.00	0.00
22	fertile wood edges/ streamsides	2.00	3.88	1.63	9.00	1.00
23	fertile grassland	2.88	3.00	2.13	8.00	0.00
24	dry base-rich woodland	1.29	3.29	2.43	8.00	1.00
25	shaded grassland/ hedges	2.13	3.13	2.50	9.00	1.00
26	tall grassland/ scrub by roadsides	2.89	2.89	2.33	10.00	1.00
27	rye-grass roadsides	2.57	3.43	2.00	8.00	1.00
28	fertile tall herb/ grassland	2.50	3.38	1.88	9.00	1.00
29	rye-grass grassland	3.83	2.17	1.33	7.00	1.00

30	fertile mixed grassland	2.67	3.33	1.44	9.00	0.00
31	rye-grass/ clover grassland	3.56	2.33	1.78	9.00	0.00
32	gravel reedbeds by streamsides	2.33	3.50	1.17	8.00	1.00
33	wet neutral grassland	2.33	3.50	1.83	7.00	1.00
34	mixed grassland/ scrub/ hedges	2.33	3.44	1.89	9.00	0.00
35	diverse base-rich woodland/ hedges	1.88	3.00	2.50	9.00	1.00
36	shaded moist streamsides	2.60	2.60	3.00	8.00	3.00
37	neutral grassland/ scrub	2.89	3.11	2.00	9.00	0.00
38	fertile/ neutral grassland on roadsides	2.78	3.22	2.33	9.00	0.00
39	fertile wooded streamsides	1.86	3.14	2.57	8.00	1.00
40	rye-grass/ Yorkshire-fog grassland	3.25	2.75	2.50	8.00	0.00
41	species-rich streamsides/ wet grassland	2.71	3.14	1.43	8.00	1.00
42	woodland on heavy soils	1.43	3.57	2.43	7.00	0.00
43	rye-grass/ bent grass grassland	3.29	2.71	2.14	7.00	0.00
44	calcareous grassland	2.22	2.33	3.22	9.00	0.00
45	shaded rushy streamsides	2.60	3.20	1.80	6.00	1.00
46	species-rich wooded streamsides	2.71	2.86	2.00	8.00	1.00
47	species-rich neutral grassland	2.56	2.89	3.11	10.00	1.00
48	marsh/ streamsides	2.71	3.14	1.86	9.00	2.00
49	neutral/acidic woodland patches	1.83	3.83	2.00	7.00	1.00
50	neutral/acidic woodland patches	2.00	3.33	2.56	9.00	0.00
51	wet rushy grassland	2.89	3.00	2.00	9.00	0.00
52	neutral grassland	2.50	2.63	3.13	8.00	0.00
53	species-rich neutral/acid grassland/scrub	2.67	3.00	2.11	9.00	0.00
54	marsh/fen	2.57	3.00	2.14	8.00	1.00
55	wet neutral/ acid rush grassland	2.11	2.78	2.89	10.00	1.00
56	species-rich neutral/acid grassland	2.56	2.22	3.33	9.00	0.00
57	enriched acid grassland/ moorland grass flushes	2.00	3.00	2.75	9.00	1.00
58	species-rich moorland grass stream-sides/ flushes	2.50	3.00	2.50	9.00	1.00
59	wood streamsides	2.14	2.57	3.00	8.00	1.00
60	acid grassland/ streamsides/ flushes	2.57	2.57	2.86	9.00	2.00
61	species-rich acid grassland	2.89	2.56	2.89	10.00	1.00

62	woodland on podzolic soils	1.33	3.17	2.83	7.00	1.00
63	herb-rich streamsides/ acid grassland	2.89	2.78	2.78	10.00	1.00
64	bracken/ acid grassland	2.00	1.80	4.00	6.00	1.00
65	herb-rich acid grassland/ heath	2.63	2.25	3.38	9.00	1.00
66	moorland grass streamsides/ flushes	2.63	2.25	3.13	8.00	0.00
67	moorland grass	2.50	1.50	3.50	8.00	0.00
68	oak/ birch woodland	1.17	2.67	3.33	7.00	1.00
69	open woodland/ heath	1.57	1.86	4.14	8.00	1.00
70	wooded acid streamsides	1.63	1.88	4.13	9.00	1.00
71	herb-rich moorland grass/ heath	2.38	2.25	3.50	9.00	1.00
72	acid streamsides/ flushes	2.10	2.80	2.80	10.00	0.00
73	rushy moorland grass/ streamsides on peat soils	1.67	2.33	3.33	9.00	0.00
74	inundated streamsides/ flushes	2.00	2.25	3.38	9.00	1.00
75	coniferous plantations	1.25	2.50	3.50	7.00	3.00
76	diverse acid streamsides/ flushes	1.89	1.44	4.00	9.00	0.00
77	mature coniferous plantations	na	na	na		
78	species-rich moorland grass/heath	1.83	1.33	4.17	9.00	3.00
79	mountain streamsides/ flushes	1.50	1.67	4.17	9.00	3.00
80	moorland grass/ heath on podzolic soils	1.33	1.83	4.17	7.00	1.00
81	montane heath/ acid grassland	1.71	2.43	3.43	8.00	1.00
82	wet heath/ bog	1.13	2.25	3.75	10.00	2.00
83	young coniferous plantations	1.00	2.40	3.60	7.00	2.00
84	rush heath/ moorland grass	1.50	2.63	3.13	8.00	0.00
85	streamsides/ flushes on peat soils	1.60	2.00	3.80	9.00	4.00
86	wet moorland grass/ streamsides on peaty gley soils	1.50	2.17	3.83	10.00	4.00
87	moorland grass/ bog on peaty gley/ peat soils	1.44	2.11	3.78	9.00	0.00
88	moorland grass/ heath/ bog	1.00	2.43	3.57	7.00	0.00
89	dry heath on podzolic soils	1.00	3.00	3.00	8.00	3.00
90	wet heath/ moorland grass on variable soils	1.43	2.29	3.71	7.00	0.00
91	heath/ moorland grass	1.20	2.40	3.60	10.00	5.00
92	northern moorland grass/ bog	2.00	2.40	3.20	10.00	5.00
93	montane heath on podzolic soils	1.00	1.75	4.25	8.00	4.00

94	sphagnum bog	1.00	2.50	3.50	10.00	6.00
95	crowberry blanket bog	2.60	1.00	3.40	7.00	2.00
96	wet deer grass bog	1.50	1.83	4.00	9.00	2.00
97	northern blanket bog	1.00	2.75	3.25	7.00	3.00
98	cotton grass bog	1.00	2.50	3.50	6.00	2.00
99	saturated bog	1.25	2.50	3.50	9.00	5.00
100	inundated bog/ wetland	1.50	2.25	3.50	7.00	3.00

TAB Z: Přehled 100 anglických biotopů, podle databáze ECOFAC (Bunce et al. 1999), jejich RCS hodnot založených na jejich charakteristických a nejčastějších rostlinách, počet reálně použitých rostlin pro tento výpočet a počet rostlin s neznámy RCS souřadnicemi na každém biotopu.

European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes. *Journal of Insect Conservation*, in press

**An ecological classification of Central European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes**

Anezka Pavlikova<sup>1</sup>, Martin Konvicka<sup>1,2</sup>

Running title: Moths, habitats and conservation

<sup>1</sup>Faculty of Science, University of South Bohemia, Branisovska 31, 370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic

<sup>2</sup>Biological Centre of the Czech Academy of Sciences, Institute of Entomology, Branisovska 31, 370 05 Ceske Budejovice, Czech Republic

Correspondence:

Martin Konvicka (konva333@gmail.com), tel: 775131354, fax: +420-385310354



**Abstract** To be used as a predictive conservation tool, classification of animal habitats should rely on actual resource requirements of individual species. Shreeve et al. (J Insect Conserv 5:145-161) produced a resource-based habitat classification for British butterflies, obtaining habitat association groups, whose constituent species differed in their distribution extent, distribution change and vulnerability in Britain. To test the utility of this approach for a group with a less-known biology, we produced a resource-based classification of habitats of Central European macromoths. We worked with macrolepidopteran moth families, except for the megadiverse Geometridae and Noctuidae. We produced a matrix of 178 life history attributes describing resource use by 164 species, subjected the matrix to ordination analysis, and compared the resulting moths groupings with external ecological information. Five habitat association groups were distinguished: I - *close canopy moths*, II - *open canopy moths*, III - *grasslands moths*, IV - *herb-feeding hawk moths*, and V - *lichen feeders*. The classification sustained deleting attributes related to host plants taxonomy. Groups I – III sustained control for taxonomic positions of the moths, whereas IV and V did not. Members of the groups differed in the representation of externally obtained habitat associations, biogeography elements, threat status, and range size. Endangered species were over-represented in groups II and III and underrepresented in group I, in agreement with recent land cover changes across the continent. Species resources can be used to reconstruct their habitat needs, and it is possible to scale up from life histories through habitat use to range structures.

**Keywords** Conservation, Distribution ranges, Habitat components, Lepidoptera, Life history traits, Palaearctic region

## Introduction

Human-induced alteration of natural habitats is threatening an increasing proportion of Earth biodiversity (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Poschlod et al. 2005; Conrad et al. 2006). In industrial countries of temperate zone, such as Western and Central Europe, these developments are being battled by pro-environmental legislation, establishment of reserves, and financial incentives to land users. Conservation resources, however, will always be limited, necessitating prioritisation. Understanding the links between life history and species vulnerability represents a potentially useful prioritisation tool. In multiple animal groups (e.g., birds: Jiguet et al. 2007; bats: Jennings and Pocock 2009; primates: Isaac and Cowlshaw 2004; carnivores: Loyola et al. 2008), vulnerability tends to be associated with such traits as slow generation time, feeding specialisation, low population density, restricted mobility, low offspring numbers, and dependency on rare or declining habitats.

Disclosing life history traits associated with vulnerability is particularly important for insects, the species-richest terrestrial taxon, for which little direct information on abundance or distribution changes is available. Because this approach requires detailed life history knowledge of analysed species, butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea), the best-known insect group (Watt and Boggs 2003), traditionally have played a prominent role in prioritisation literature. Hodgson (1993) analysed predictors of commonness/rarity in British butterflies, finding that no single trait distinguished between common (not threatened), and rare (potentially threatened) species. His results were more inspiring than practical, as it distinguished as many as eight ecological groups for a mere 61 British butterflies. Habitat specialisation, as opposed to generalism, was used in several studies comparing local performance of butterfly communities (e.g. Krauss et al. 2003). This usually worked well for a particular system, but was hardly transferable to other systems or regions (but see Bruckmann et al. 2010, Krauss et al. 2010). Several papers from Northern Europe associated butterfly (Kotiaho et al. 2005; Franzen and Johanesson 2007; Komonen et al. 2008) and moths' (Mattila et al. 2006; Mattilla et al. 2008) declines with resource availability, niche breadth and range positions. They concurred that a link exists between extinction threat, narrow niche (i.e., habitat and/or host plant specialisation), small geographic range, and restricted mobility (Ockinger et al. 2010). By using *a priori* information on species' habitats, these analyses disclosed that species inhabiting fewer habitat types declined more, but did not offer much insight into life history traits responsible for the narrow associations.

As argued by Dennis et al. (2003, 2010) and others (e.g., Tudor et al. 2004; Maes and Van Dyck, 2005; Hardy et al. 2007; Vanreusel and Van Dyck 2007; Vanreusel et al. 2007), insect habitats are not necessarily identical with land cover types or plant communities, as understood by geographers or vegetation scientists. A species' habitat supplies all vital *resources* required for the species' development and sustenance. Understanding these requirements is necessary for reserve and land managers for efficient conservation actions.

Shreeve et al. (2001) followed the resource-based approach while classifying habitat requirements of British butterflies. They reasoned that the habitat of a species is defined by the presence of resources utilised in subsequent developmental stages for its activities (feeding, metamorphosis, mating, overwintering, etc.). They also expected that the use of particular resources by individual species will be strongly correlated with the use of other resources, making it practically impossible to find a single-best resource responsible for a species' habitat needs. By constructing a 0-1 data matrix relating all possible activities of all butterfly developmental stages to resources used, they in fact defined the resource spaces of individual species, or their "niches". Analysing this matrix by methods of multivariate statistics, they identified four habitat-defined groups: woodland butterflies, butterflies of open tall-herb formations, butterflies of short-sward grasslands, and ruderal butterflies. Importantly, identities of these habitats (habitat "names") did not enter the analysis *a priori*, but were reconstructed from life history attributes. The four habitat-defined groups were robust with respect to methods of analyses, and group memberships agreed with independently obtained conservation status information, available for Britain in unusual detail (Asher et al. 2001; Fox et al. 2006).

Whereas Shreeve et al. (2001) worked with the best-known insect fauna on the Earth, examining the utility of their approach requires working in a less surveyed region and/or with less known taxa for which, still, sufficient life history knowledge exists. We performed such an analysis for Central European large moths, or Macrolepidoptera, except for the highly diverse families Geometridae and Noctuidae. The regional species richness of the studied families is similar to that of butterflies, and impressive life history knowledge is available (e.g., Bergmann 1953; Ebert and Renwald 1991; Emmet and Heath 1992; Macek et al. 2007). Recording schemes exist in several European countries (e.g., Groenendijk and Ellis 2010; Fox et al. 2008), and researchers increasingly use large moths to detect biodiversity changes (e.g., Conrad et al. 2004; 2006; Kadlec et al. 2009).

Here, we produce an ecological classification of the habitats of Central European macromoths, following the approach that Shreeve et al. (2001) used for British butterflies. We construct a matrix of the life history traits of all the analysed species, produce the classification, and assess its robustness. We then explore the life history attributes influencing the classification, and confront the results with independently obtained information on habitat affiliations, distribution patterns, and threat status of constituent species.

## Methods

### Geographic and taxonomic scope

We consider Central Europe as comprising Austria, Czech Republic, Hungary, Germany, Slovakia and Poland, in their current borders. As others (e.g., Settele et al. 1999; Fajcik 2003) we exclude species restricted to the high elevations of the Alps, as these mountains represent a biogeographic subunit distinct from the European mainland (Dennis et al. 1991).

The term “macrolepidoptera” denotes either a paraphyletic grouping of families containing larger-bodied representatives (contrasting to “microlepidoptera”, tiny moths), or a monophyletic group (Kristensen et al. 2007), differing from the former by not containing several primitive families (e.g., Hepialidae, Zygaenidae). We use “macrolepidoptera” in the latter sense, but we (i) exclude diurnal butterflies (Papilionoidea and Hesperioidea); and (ii) exclude the two most diverse families, Geometridae and Noctuidae, which contain ca. 1000 species in Central Europe alone (Lastuvka 1998) and for which the natural history information is still incomplete.

Thus defined macromoths (Table 1) represent a paraphyletic grouping containing 174 species (including introduced exotics), most of them well-covered by the natural history literature, belonging to the families Lasiocampidae (18), Endromididae (1), Saturniidae (8), Lemonidae (2), Sphingidae (21), Drepanidae (17), Notodontidae (39), Lymantriidae (17) and Arctiidae (51) (Macek 2007).

## Life history attributes

Selection of the attributes (Table 2) followed Shreeve et al. (2001). We attempted to define all possible resources (food, resting place, shelter, etc.) of successive developmental stages (eggs, larvae, pupae and adults). A difference from Shreeve et al. (2001) concerned resource use by adults, usually well-known for butterflies, but little-known for moths. We therefore excluded such attributes as adult mating substrates. Instead, we added several attributes presumably connected with defence strategies, such as larval body hair or wing pattern.

Using literature, internet resources and the experience of lepidopterist colleagues (Appendix 1), we compiled a matrix of 178 binarily-coded attributes, totalling 30 972 cells (Appendix 2). We first researched comprehensive monographs. For information not in the monographs, we turned to primary literature, and for still missing information, to internet sources and consultations with specialists. We preferred information from Central Europe over information from elsewhere; information from lowlands (midlands) over information from high altitudes; information from nature (or near-natural breeding facilities) over information from captivity; primary literature over secondary literature; and more recent literature over older sources. The compiled information for a single trait (or group of traits) was checked during a single day, to ensure compatibility across species.

We did not find the necessary information for 580 matrix cells (1.87 % of the total). For these cells, we replaced the information by the mean value computed across entire matrix (= 0.215987), strengthening the null hypothesis of no pattern in the data.

## Multivariate analyses

We subjected the species-traits matrix to the Principle Component Analysis (PCA), a linear indirect ordination method that extracts main variation gradients from high numbers of potential predictors. The computation was carried out in CANOCO v. 4.5 (ter Braak and Smilauer 2002), entering individual species as “samples”, so that their ecological attributes formed “species data”, and using centering by species and samples options. We identified the habitat-associated groups of species by visually inspecting the ordination diagrams, considering species scores on ordination axes.

To assess to what extent was the resulting classification influenced by taxonomic identity of larval host plants, we recalculated the ordination with traits describing host plant families ( $n = 72$ ) removed from the data. To assess for the influence of the moths phylogeny, we calculated (partial) PCA with binarily-coded information on the moths family membership (cf. Table 1) as covariables.

#### Confronting the habitat classification with external predictors

Whereas earlier analyses of butterflies utilised independently obtained information on individual species’ distribution extents, trends, and threat status (Hodgson 1993; Shreeve et al. 2001; Komonen et al. 2004; Poyry et al. 2009), this information is incomplete for the studied moths. Still, the following predictors were available from literature (Table 1).

- (i) A ‘naïve’ habitat association. We used the associations from Hruby (1964), a classic on Central European Lepidoptera, simplified by merging some of the seven original categories into four – steppe, wooded steppe, woodland (merging original deciduous + evergreen forest), and meadow (merging meadow + mire).
- (ii) Biogeography element. Again from Hruby (1964), who followed then-fashionable concept of “faunal elements”, combining range positions and putative origin of individual species (de Lattin 1967). Although somehow obsolete, the concept allows comparing species’ biogeographic ranges. We merged some of the Hruby (1964) original elements, obtaining European (orig. European + Atlantic), Pontomediterranean (orig. Pontic + Mediterranean), Eurosiberian, and Cosmopolitan (orig. Holarctic + Tropical + Cosmopolitan) elements.

(iii) Range size. Based on maps in Macek et al. (2007), transformed to four categories: small (only parts of Europe, often insular), intermediate (smaller than the area of Europe), large (typically Europe with parts of W Asia) and huge (most of Palaearctic realm, or larger). Only 164 species included in Macek et al. (2007) were analysed.

(iv) Commonness in Central Europe, based on Fajcik (2003), who distinguishes four categories, widespread, local and rare species.

(v) Threat status. From Red lists for Bavaria ([http://www.lfu.bayern.de/natur/daten/rote\\_liste\\_tiere/index.htm](http://www.lfu.bayern.de/natur/daten/rote_liste_tiere/index.htm)) and the Czech Republic (Vrabec et al. 2005): species included in either of the two lists as in any of the IUCN threat categories were considered threatened, as opposed to not threatened.

We used contingency tables to test the hypotheses that the representation of habitat associations, biogeography elements, commonness, range size and threat categories will not depend on the resource-based habitat associations.

## Results

### Ordination of life history traits

The PCA analysis grouped the moths into five visually distinguishable groups (Table 1, Fig. 1). Groups I – IV are apparent at the intersection of the first and second axes, group V at the cross of the first and third axes. First to fourth axes explained 35.4% of the variance in species data. On the first axis, the moths ordered according to growth forms of their larval host plants, from those developing on trees (negative scores) to those developing on herbs (positive scores). The second axis separated a small group of Sphingidae moths from the rest, and the third separated moths developing on lichens from all other species. The fourth axis, most difficult to interpret, appears to run from monophagous species with non-feeding adults towards polyphages with adults consuming nectar.

The traits associated with each group (Fig. 2) reveal that group I (negative PCA axes 1, 2 scores) consists of species whose larvae develop on woody plants, mainly trees; their eggs, larvae and pupae tend to occur in canopy; they tend to have small egg batches (<10 eggs per batch), larvae are not hairy and pupae overwinter.

These *close canopy moths* contain 53 species, mainly Notodontidae (*Clostera curtula*, *Notodonta torva*), Drepanidae (*Thyatira batis*, *Drepana falcataria*) and Sphingidae (*Sphinx pinastri*, *Smerinthus ocellatus*).

Group II (negative to positive axis 1 scores, positive axis 2 scores) is again formed by species developing on woody plants, often Rosaceae or Salicaceae shrubs. They tend to oviposit in batches, have hairy larvae and do not consume nectar as adults. Their 1st-axis positions suggest that these *open canopy moths* inhabit open-canopy mosaics of woody and herbaceous vegetation. They contain 47 species, including all Saturniidae, many Lasiocampidae (e.g., *Eriogaster catax*, *Gastropacha quercifolia*) and Lymantridae (*Orgyia antiqua*, *Lymantria dispar*).

Group III (strongly positive axis 1 scores) consists of species developing on herbs and grasses, ovipositing in large batches, often polyphagous as larvae and hibernating on the earth surface. It contains 39 species, mainly Arctiidae (*Arctia caja*, *Tyria jacobaeae*), Lasiocampidae (*Malacosoma castrense*, *Macrothylacia rubi*) and Lymantriidae (*Laelia coenosa*, *Gynaephora selenitica*). These moths are associated with various forms of grassland, steppe, rocky or sandy habitats; we coin them *grassland moths* herein.

Group IV (*herb-feeding hawk moths*: strongly negative axis 2 scores), contains 14 Sphingidae species with larvae feeding on herbs (except for the Mediterranean migrant *Daphnis nerii*), overwintering as pupae and feeding on nectar as adults. Seven of them (e.g., *Agrius convolvuli*, *Macroglossum stellatarum*) are long distance migrants.

Group V (*lichen feeders*: positive axis 1 and 3 scores) is taxonomically uniform, formed by 21 Arctiidae: Lithosiinae. They share feeding on lichens, univoltine development and overwintering larvae.

Deleting the information on host plant families returned a pattern similar to complete matrix ordination. Axes 1-4 explained 37.9 % of the total variance. The five groups, although less clearly separated, remained apparent (Fig. 3), suggesting that the habitat classification was not primarily due to host plants taxonomy.



Using moth families as covariates (four axes explaining 25.7 % of total variance) dissolved the original five groups (Fig. 4), but the first axis still separated species developing on woody plants from those developing on herbs. The two taxonomically defined groups disappeared, the *herb-feeding hawk moths* ended up amongst the species feeding on herbs, whereas *lichen feeders* amongst species with woody larval hosts.

#### Subsequent analyses

Group membership was non-random with respect to the naïve habitat classification ( $\chi^2 = 126.29$ ,  $df = 12$ ,  $P < 0.0001$ ). *Close canopy moths* contained almost exclusively moths traditionally viewed as woodland species; *open canopy moths* contained moths traditionally viewed as wooded steppe or (less so) again woodland species; *grassland moths* contained meadow, steppe, and (less so) wooded steppe species; and the *herb-feeding hawk moths* contained mainly steppe species. The group of *lichen feeders* contained species from all habitat types (Fig. 5).

For biogeography ( $\chi^2 = 51.36$ ,  $df = 12$ ,  $P < 0.0001$ ), *close canopy moths* contained mainly Eurosiberian species (64%). The representation of Eurosiberian species declined among *open canopy moths* (55%), whereas the representation of Pontomediterranean species increased (17%). *Grassland moths* still contained Eurosiberian species (51%), but Pontomediterranean (21%) and European (18%) species increased in representation. *Lichen feeders* contained equal representation of Pontomediterranean (43%) and Eurosiberian species (43%). Finally, *herb-feeding hawk moths* contained many cosmopolitan species, i.e., the long-distance migrants (Fig. 5).

Range sizes ( $n = 164$ ) differed among the groups ( $\chi^2 = 30.56$ ,  $df = 12$ ,  $P < 0.01$ ). *Close canopy moths* and *lichen feeders* tended to occupy middle-sized ranges (typically temperate Europe to western Asia) *Open canopy moths* and *grassland moths* displayed a surplus of small ranges. A half of *herb-feeding hawk moths* occupied huge ranges, but smaller ranges were also represented. Finally, both huge and small ranges are absent in *lichen feeders* (Fig. 5).

No pattern was found with respect to commonness categories ( $\chi^2 = 12.53$ ,  $df = 12$ ,  $P = 0.40$ ).

For threat status ( $\chi^2 = 13.86$ ,  $df = 4$ ,  $P < 0.01$ ), threatened species were most represented among *grassland moths* (51%), followed by *herb-feeding hawk moths* (36%) and *open canopy moths* (32%). *Close canopy moths* contained the lowest proportion of threatened species (17%) (Fig. 5).

## Discussion

Ordination analysis of moths' life history traits grouped the studied species according to their habitat use. Membership in the groups reflected not only their habitat (as defined in independent sources), but also range types and sizes, and even conservation status. It follows that as in butterflies (Shreeve et al. 2001), species life histories are linked with the habitats where the species live, and thus influence how individual species prosper in modern European landscapes. Moreover, three of the five retrieved groups (*close canopy moths*, *open canopy moths*, *grassland moths*) reflect habitat architecture rather than the moths' phylogeny. Membership in the remaining two groups (*herb-feeding hawk moths*, *lichen feeders*) covaries with phylogeny, with some habitat effect still apparent for the *herb-feeding hawk moths*. Open canopy moths and grassland moths contain the highest representation of threatened species, whereas close canopy moths are rarely threatened.

The resource-based habitat associations reconstructed here differ in several respects from those reconstructed by Shreeve et al. (2001) for British butterflies. The butterflies formed only one (small) group of woodland species, whereas two groups contained species of open biotopes (short grasslands, tall grasslands). The low representation of woodland butterflies in British fauna probably precluded further subdivisions among them. In contrast, many Central European macromoths inhabit woodlands, and the strong ecological gradient from *close canopy moths* to *grassland moths* masks a finer-level differentiation within *grassland moths*. Alternatively, even though we obtained the information for most of the analysed traits and species, the quality of the knowledge for moths is certainly lower than that for butterflies, which could result into somehow coarser classification for the moths. A coarser classification could also result from sample size alone: our analysis covered three times as many species than the British butterfly analysis, so that less clear boundaries of the resulting habitat association groups were somehow expectable.

## Robustness of the results

Selection of life history attributes was crucial for the analyses. As we targeted insects with nocturnal activity and relied on published information, most of the attributes describe resources used by preadult stages. Information on adult resources was often not available, contrasting to the Shreeve et al. (2001) butterfly analysis. Potentially informative but little known adult attributes could include mating sites, preferred shelters, or feeding details. Nectar plant use might be potentially informative. Butterfly species differ in their degree of nectar specialisation, and different habitats vary in the representation of nectar generalists and specialists (Tudor et al. 2004; Stefanescu and Traveset 2009). Even stronger nectar-habitat relationships may exist among moths, with their highly diverse adult feeding modes. Adult mobility might be particularly informative, as indicated by studies of butterfly threat correlates (Komonen et al. 2004; Kotiaho et al. 2005; Ockinger et al. 2010). However, inclusion of these missing traits would unlikely rearrange the classification, given the high number of traits already in the data and their intercorrelated structure.

Robustness of the classification was supported by exclusion of host plants taxonomy. Leaving out 72 of the 178 original attributes did not rearrange the classification. For many herbivorous insects, taxonomic identity of host plants is, within certain limits, less important than the plant's growth form (e.g., large or small tree), and the environment in which it grows (e.g., Dennis et al. 2004; Freese et al. 2006; Valimaki and Itamies 2005). The weak importance of host plant taxonomy is reflected by the relatively high (53%) proportion of polyphagous moths in our data. Further, many of the moths develop either on woody plants (trees + shrub: 122 spp.) or on grasses (Poaceae + Cyperaceae: 12 spp.). Both woody plants and grasses utilise nonspecific quantitative defences, contrasting to forbs synthesising qualitative noxious compounds (Feeny 1976; Coley et al. 1985). As a result, woody plants and grass feeders display a lower taxonomic specificity of host use. Circumventing quantitative defences depends on such aspects as host plants' physiological state (Cizek 2005). The distinction between *close canopy moths* and *open canopy moths* also illustrates the relatively weak importance of host plant taxonomy for moth habitat associations – moths in both groups develop on woody plants, often from the same families. We highlight these considerations, because it is sometimes assumed that securing host plants should automatically conserve associated herbivores. This is clearly not so, as host plants represent a necessary, but not sufficient, condition for herbivorous insect conservation (Samways 2005; Hardy et al. 2007).

Controlling for taxonomic position of the moths blurred the resulting classification. Life history, to a certain extent, covaries with phylogeny (Brooks and McLennan 1991, Thomas 1991). This is most apparent in *lichen feeders*, containing solely Arctiidae: Lithosiinae. Here, a single evolutionary event (Bendib and Minet 1999) allowed the colonisation of a completely novel trophic niche, that of lichens and algae. Lithosiinae occur in a wide range of habitats, from xeric rocks (e.g., *Paidia rica*) to swamps (*Pelosia obtusa*) and coniferous woodlands (*Atolmis rubricollis*). The feeding on lichens or algae, plus several traits associated with this nutrient-poor food (univoltine, long development with overwintering larvae, hairy body facilitating thermoregulation), apparently overweighted associations with specific habitats in the ordination. In another phylogenetically defined group, the *herb-feeding hawk moths*, the phylogeny covaries with feeding on forbs, nectar intake by adults and excellent flight performance, allowing long-distance migrations in some species (Kitching and Cadiou 2000). Regarding the other groups, Notodontidae prevail among *close canopy moths*, and Arctiidae (less Lithosiinae) among *grassland moths*. The very fact that taxonomy did not completely override the classification was partly due to exceptions deviating from the prevailing ecology of respective taxa. Such cases include, e.g., the lasiocampid *Euthrix potatoria* (developing on wetland grasses, while most of its relatives develop on woody plants), or the arctiid *Hyphantria cunea* (the only European, albeit invasive, arctiid, feeding on trees).

#### Habitats, biogeography, commonness and conservation

Comparing the resource-based habitat associations with external predictors suffered the problem of incomplete external information. No comprehensive recording scheme covers macromoths in Central Europe, and information as threat status relies on expert judgements of Red lists authors (cf. Vrabec et al. 2005). The moths, however, are highly popular among naturalists, so that such judgements likely reflect the reality.

Group membership closely corresponded with the naïve habitat associations, as understood by mid-20th century lepidopterists. We re-emphasize here that our analysis did not use *a priori* “vegetation formation” information. It follows that inspecting which life history attributes are responsible for group membership should reveal, which attributes influence habitat associations. Thus, larvae of *close canopy moths* do not bask, which appears associated with reduced sunlight availability. They

tend to be univoltine, reflecting developmental constraints imposed by their woody hosts' defenses (Cizek et al. 2006). Cryptic larval colouration prevails, probably both because tree and shrub foliage rarely contains noxious secondary compounds and concealment works better in darker environments (cf. Saito 2001). *Open canopy moths* are also often univoltine, but their larvae tend to be hairy, and bask frequently. Gregarious feeding may both improve their thermal performance under microclimatically diverse open canopy (Ruf et al. 2003) and enhance the protective body hair function (Tullberg and Hunter 1996). *Grassland moths* share with the *open canopy moths* the (frequent) gregarious development and hairy bodies, but their larvae tend to be warningly coloured, reflecting their feeding on qualitatively defended forbs (Eisner et al. 2000; Schulz 1998).

The uneven representation of biogeography elements in the habitat association groups suggests a connection between local habitat use and species' ranges. Ranges of *close canopy moths* tend to stretch from Europe to Northern Asia (Eurosiberian species), whereas *open canopy*- and *grassland moths* tend to inhabit European and Pontomediterranean ranges. This corresponds with the distribution of the main biomes in the (West) Palaearctic. A typical Eurosiberian species inhabits the northern woodlands, where the main disturbance factors (fire, defoliating insects) operate on large scales, creating vast even-aged stands (Bonan and Shugart 1989). The natural dynamics of temperate deciduous woodlands, which reach their eastern limits at Ural Mts. (Chytry et al. 2010), would likely be finer-scaled and patchy (Valverde and Silvertown 1997; Paluch 2007), with frequent open canopy conditions. Wooded steppes and grasslands occur to the south of the woodlands (Magyari et al. 2010), corresponding with the Pontomediterranean element.

Range size positively correlates with local abundance in many groups (Gaston 1996; Borregaard and Rahbek 2010). We obtained a seemingly conflicting result, as moths groups differed in range sizes, but not commonness, of constituent species. This was probably due to discrepancy between literature-reported range sizes, which reflect total areas of occurrence, known for most of European species for over a century, and published assessments of commonness/rarity, which reflects more recent patterns. Loss of local populations and decreasing population sizes, reflected in commonness/rarity, precede extinctions from large areas detectable in range size measures (Thomas and Abery 1995; Keil and Hawkins 2009).

Threatened species were overrepresented among *grassland*-, *open canopy*- and *herb-feeding hawk moths*, and underrepresented among *close canopy moths*. The conservation status of European grassland insects is generally unfavourable due to the twin effects of agricultural intensification and abandonment (e.g., WallisDeVries et al. 2002; Poschlod et al. 2005). The situation is particularly bad for species requiring rare grassland types, such as continental sands (e.g., *Arctia festiva*: Cerny 1985; ten Hagen 1999) or salt marshes (e.g., *Laelia coenosa*: Alberti 1951). The threatened representatives of *herb-feeding hawk moths* also depend on such conditions as sparse sward ensuring hot site microclimates (e.g., *Hyles euphorbiae*, *Proserpinus proserpina*: Miller 1998; Pittaway 1993). Thomas et al. (1994) demonstrated that a substantial portion of insects threatened in Britain utilise early successional habitats, which are declining because humans promote intermediate stages of succession over extreme ones.

The case of *open canopy moths* is particularly intriguing. They formed a loose group in the ordination, suggesting a broad variety of life history attributes within the group, or a broader variety of conditions within open canopy woodlands. Arguably, the mosaic-like character of open forests (and alternatives, such as non-intensive orchards) produces heterogeneity of conditions unmatched by either close forests or grasslands. This transfers to a high richness of specialised species in such groups as vascular plants (Sadlo et al. 2007; Hedl et al. 2010), butterflies (Benes et al. 2006), true bugs (Gossner 2009) saproxylic beetles (Vodka et al. 2009) or epigeic arthropods (Spitzer et al. 2008). Open woodlands specialists are declining across Europe due to cessation of traditional management (forest grazing, coppicing) and this applies to many moths as well (Bolz 2008). The association with open canopy habitats, however, has been firmly established only for a few moth species, such as *Eriogaster catax* (Bolz 1998), *Pericallia matronula* (Bergmann 1953) and *Saturnia spini* (extinct in multiple countries: Farkac et al. 2005, Jedicke 1997). Our results suggest that many other threatened moths with unknown threat factors (e.g., *Eriogaster rimicola*, *Cycnia luctuosa*) may be declining due to loss of open canopy formations. The high richness of *open canopy moths* (47 species) also implies that open woodlands had to be rather common in (Central) Europe not only in historical times, but also prior the major alteration of landscapes by humans (Rackham 1998; Vera 2000).

*Close canopy moths* contain only a few threatened species. Close-canopy woodlands have increased in extent throughout Europe during the last two centuries owing to efforts to increase timber supply in existing forests, plus spontaneous and deliberate afforestation. It is known that as a result, populations of woodlands birds increased in the Czech Republic (Reif et al. 2008b), and it appears that populations of *close canopy moths* underwent a similar development.

## **Conclusion**

As in British butterflies, life history traits of Central European macromoths can be used to reconstruct their habitat association patterns. Resulting habitat association groups differ in geographic range structures and threat levels of constituent species. It is thus possible to scale-up from life history details through habitats up to range structures. For conservation predictions, our analysis revealed that endangered macromoths tend to be associated with grasslands and sparse woodlands, whereas species of close forests are least endangered. This agrees with the knowledge on other taxa, such as the continental declines of grassland and farmland birds (Gregory et al. 2005, Reif et al. 2008a), and relatively better situation of woodland birds (Reif et al. 2008b), and corresponds with the loss of seminatural grasslands and sparse forests throughout Central Europe during the last century. It would be worthwhile to compare the moth resource-based habitat associations with those of better-known butterflies, perhaps via a joint analysis comparing these two groups, one with very detailed, and the other with only fragmentary conservation status information.

**Acknowledgements** We wish to thank J. Darebnik, J. Benes, Z. Faltynek Fric, V. Hula, T.G. Shreeve, J. Skala and M. Zapletal for precious advice and discussions. This work was supported by the Grant Agency of Czech Republic (P505/10/2167), Czech Ministry of the Environment (SP/2d3/62/08) and Education (LC-06073, 6007665801). Comments of two anonymous referees much contributed to the quality of the paper.

## **References**

- Alberti B (1951) Über das Vorkommen von *Laelia coenosa* Hbn. am Müritzsee in Mecklenburg (Lymantriidae). *Z Lepidopterologie* 1:123–126
- Asher J, Warren M, Fox R, Harding P, Jeffcoate G (eds) (2001) *The Millennium atlas of butterflies in Britain and Ireland*. Oxford University Press, Oxford
- Bendib A, Minet J (1999) Lithosiine main lineages and their possible interrelationships. I. - Definition of new or resurrected tribes (Lepidoptera : Arctiidae). *Ann Soc Entomol Fr* 35:241–263
- Benes J, Cizek O, Dovala J, Konvicka M (2006) Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. *Forest Ecol Manag* 237:353–365
- Bergmann A (1953) *Die Grossschmetterlinge Mitteleutschlandsch*, Bd. 3. Urania Verlag, Leipzig
- Bolz R (1998) Zur Biologie und Ökologie des Heckenwollafters *Eriogaster catax* (Linnaeus, 1758) in Bayern (Lepidoptera: Lasiocampidae). *Nachr Entomol Vereins Apollo* 184:331–340
- Bolz R (2008) Diversity of moth communities (Insecta: Lepidoptera) in differently structured oak-hornbeam forests: a comparison of different phases of succession in coppice with standards and forests with high standard trees. In: Floren A, Schmidl J (ed) *Canopy arthropod research in Europe. Bioform entomology*, Nuremberg, pp 427–443
- Bonan GB, Shugart HH (1989) Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annu Rev Ecol Syst* 20:1–28
- Borregaard MK, Rahbek C (2010) Causality of the relationship between geographic distribution and species abundance. *Q Rev Biol* 85:3–25
- Brooks DR, McLennan DA (1991) *Phylogeny, ecology and behavior: A research program in comparative biology*. The University of Chicago Press, Chicago
- Bruckmann SV, Krauss J, Steffan-Dewenter I (2010) Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *J Appl Ecol* 47:799–809
- Cerny K (1985) Vymírající motýl písčín a stepí. *Živa* 33:26



- Chytrý M, Danihelka J, Horský M, Kocí M, Kubesoňová S, Lososová Z, Otypková Z, Tichý L, Martynenko VB, Baisheva EZ (2010) Modern analogues from the Southern Urals provide insights into biodiversity change in the early Holocene forests of Central Europe. *J Biogeography* 37:767–780
- Cizek L (2005) Diet composition and body size in insect herbivores: Why do small species prefer young leaves? *Eur J Entomol* 102:675–681
- Cizek L, Fric Z, Konvicka M (2006) Host plant defences and voltinism in European butterflies. *Ecol Entomol* 31:337–344
- Coley PD, Bryant JP, Chapin FS (1985) Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230: 895–899
- Conrad KF, Warren MS, Fox R, Parsons MS, Woiwod IP (2006) Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biol Conserv* 132:279–291
- Conrad KF, Woiwod IP, Parsons M, Fox R, Warren MS (2004) Long-term population trends in widespread British moth. *J Insect Conserv* 8:119–136
- de Lattin G (1967) *Grundriss der Zoogeographie*. Fischer, Jena
- Dennis RLH (2010) *A Resource-Based Habitat View for Conservation: Butterflies in the British Landscape*. Wiley-Blackwell
- Dennis RLH, Hodgson JG, Grenyer R, Shreeve TG, Roy DB (2004) Host plants and butterfly biology. Do host-plant strategies drive butterfly status? *Ecol Entomol* 29:12–26
- Dennis RLH, Shreeve TG, Van Dyck H (2003) Towards a functional resource-based concept for habitat: a butterfly biology viewpoint. *Oikos* 102:417–426
- Dennis RLH, Wiliams WR, Shreeve TG (1991) A Multivariate approach to the determination of faunal structures among European butterfly species (Lepidoptera, Rhopalocera). *Zool J Linn Soc-Lond* 101:1–49
- Ebert G, Rennwald E (1991) *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs*. Bd. 1 u. 2. Eugen Ulmer, Stuttgart
- Eisner T, Eisner M, Rossini C, Iyengar VK, Roach BL, Benedikt E, Meinwald J (2000) Chemical defense against predation in an insect egg. *P Natl Acad Sci USA* 97:1634–1639
- Emmet AM, Heath J (1992) *The Moths and Butterflies of Great Britain and Ireland*. Volume 7, Part 2. Harley Books, Colchester

- Fajcik J (2003) Motýle strednej a severnej Európy. Jaroslav Fajčík, Praha
- Farkac J, Kral D, Skorpik M (2005) Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. AOPK ČR, Prague
- Feeny P (1976) Plant apparency and chemical defense. *Recent Adv Phytochem* 10:1–40
- Fox R, Asher J, Brereton T, Roy D, Warren M (2006) *The State of Butterflies in Britain and Ireland*. Pisces Publications, Newbury Berkshire, UK
- Fox R, Randle Z, Hill L, Anders S, Boon S-A (2008) Moths Count? Moth recording and more in the UK. In: *Proceedings of the International Symposium Future of Butterflies in Europe II*, Dutch Butterfly Conservation (De Vlindersichting), CA: WICC Congress Centre, Wageningen, 17-19 April 2008, 54
- Franzen M, Johannesson M (2007) Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *J Insect Conserv* 11:367–390
- Freese A, Benes J, Bolz R, Cizek O, Dolek M, Geyer A, Gros P, Konvicka M, Liegl A, Stettmer C (2006) Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Anim Conserv* 9:388–397
- Gaston KJ (1996) The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *Oikos* 76:211–220
- Gossner MM (2009) Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *Eur J Entomol* 106:241–252
- Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, Meyling AWG, Noble DG, Foppen RPB, Gibbons DW (2005) Developing indicators for European birds. *Phil Trans R Soc B Biol* 360: 269–288
- Groenendijk D, Ellis WN (2010) The state of the Dutch larger moth fauna. *J Insect Conserv*, in press
- Hardy PB, Sparks TH, Isaac NJB, Dennis RLH (2007) Specialism for larval and adult consumer resources among British butterflies: Implications for conservation. *Biol Conserv* 138:440–452
- Hedl R, Kopecky M, Komarek J (2010) Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Divers Distrib* 16:267–276

- Hodgson JG (1993) Commonness and rarity in British butterflies. *J Appl Ecol* 30:407–427
- Hruby K (1964) *Prodromus Lepidopter Slovenska*. SAV, Bratislava
- Isaac NJB, Cowlshaw G (2004) How species respond to multiple extinction threats. – *P Roy Soc Lond Series B-Biol* 271:1135–1141
- Jedicke E (1997) *Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern*. Ulmer, Stuttgart
- Jennings N, Pocock MJO (2009) Relationships between Sensitivity to Agricultural Intensification and Ecological Traits of Insectivorous Mammals and Arthropods. *Conserv Biol* 23:1195–1203
- Jiguet F, Gadot AS, Julliard R, Newson SE, Couvet D (2007) Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Glob Change Biol* 13:1672–1684
- Kadlec T, Kotela MAAM, Novak I, Konvicka M, Jarosik V (2009) Effect of land use and climate on the diversity of moth guilds with different habitat specialization. *Community Ecol* 10:152–158
- Keil P, Hawkins BA (2009) Grids versus regional species lists: are broad-scale patterns of species richness robust to the violation of constant grain size? *Biodiv Conserv* 18:3127–3137
- Kitching IJ, Cadiou JM (2000) *Hawkmoths of the world; an annotated and illustrated revisionary checklist (Lepidoptera: Sphingidae)*. Cornell University Press, Ithaca
- Komonen A, Grapputo A, Kaitala V, Kotiaho JS, Paivinen J (2004) The role of niche breadth, resource availability and range position on the life history of butterflies. *Oikos* 105:41–54
- Komonen A, Tikkamaki T, Mattila N, Kotiaho JS (2008) Patch size and connectivity influence the population turnover of the threatened chequered blue butterfly, *Scolitantides orion* (Lepidoptera : Lycaenidae). *Eur J Entomol* 105:131–136
- Kotiaho JS, Kaitala V, Komonen A, Paivinen J (2005) Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *P Natl Acad Sci USA* 102:1963–1967

- Krauss J, Bommarco R, Guardiola M, Heikkinen RK, Helm A, Kuussaari M, Lindborg R, Ockinger E, Partel M, Pino J, Poyry J, Raatikainen KM, Sang A, Stefanescu C, Teder T, Zobel M, Steffan-Dewenter I (2010) Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecol Lett* 13:597–605
- Krauss J, Steffan-Dewenter I, Tschardt T (2003) How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *J Biogeogr* 30:889–900
- Kristensen NP, Scoble MJ, Karsholt O (2007) Lepidoptera phylogeny and systematics: the state of inventorying moth and butterfly diversity. *Zootaxa* 1668:699–747
- Lastuvka Z (1998) Seznam motýlů České a Slovenské Republiky (Insecta, Lepidoptera). Konvoj, Brno
- Loyola RD, de Oliveira G, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM (2008) Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Divers Distrib* 14:949–960
- Macek J, Dvorak J, Traxler L, Cervenka V (2007) Motýli a housenky střední Evropy. Noční motýli I. Academia, Praha
- Maes D, van Dyck H (2005) Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. *Biol Conserv* 123:177–187
- Magyari EK, Chapman JC, Passmore DG, Allen JRM, Huntley JP, Huntley B (2010) Holocene persistence of wooded steppe in the Great Hungarian Plain. *J Biogeography* 37: 915–935
- Mattila N, Kaitala V, Komonen A, Kotiaho JS, Paivinen J (2006) Ecological determinants of distribution decline and risk of extinction in moths. *Conserv Biol* 20:1161–1168
- Mattila N, Kotiaho JS, Kaitala V, Komonen A (2008) The use of ecological traits in extinction risk assessments: A case study on geometrid moths. *Biol Conserv* 141:2322–2328
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC

- Miller MA (1998) Eine Zucht von *Proserpinus proserpina* (Pappas, 1772) mit bemerkungen zur Ökologie und Biologie (Lep., Sphingidae). Mitt Thueringer Entomologenverband 5:10–12
- Ockinger E, Schweiger O, Crist TO, Debinski DM, Krauss J, Kuussaari M, Petersen JD, Poyry J, Settele J, Summerville KS, Bommarco R (2010) Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecol Letters* 13:969–979
- Paluch JG (2007) The spatial pattern of a natural European beech (*Fagus sylvatica* L.) - silver fir (*Abies alba* Mill.) forest: A patch-mosaic perspective. *Forest Ecol Manag* 253:161–170
- Pittaway AR (1993) *The Hawk Moths of the Western Palaearctic*. Harley Books, London
- Poschlod P, Bakker JP, Kahmen S (2005) Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic Appl Ecol* 6:93–98
- Poyry J, Luoto M, Heikkinen RK, Kuussaari M, Saarinen K (2009) Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies. *Glob Change Biol* 15:732–743
- Rackham O 1998. Savanna in Europe. In: Kirby KJ, Watkins C (ed) *The ecological history of European forests*. CABI, Wallingford, pp 1–24
- Reif J, Storch D, Vorisek P, Stastny K, Bejcek V (2008a) Bird-habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodivers Conserv* 17:3307–3319
- Reif J, Vorisek P, Stastny K, Bejcek V, Petr J (2008b) Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150:596–605
- Ruf C, Freese A, Fiedler K (2003) Larval sociality in three species of central-place foraging lappet moths (Lepidoptera: Lasiocampidae): A comparative survey. *Zool Anz* 242:209–222
- Sadlo J, Chytrý M, Pyšek P (2007) Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia* 79:303–321
- Saito H (2001) Blue biliprotein as an effective factor for cryptic colouration in *Rhodinia fugax* larvae. *J Insect Physiol* 47:205–212
- Samways MJ (2005) *Insect Diversity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge
- Schulz S (1998) Insect-plant interactions. Metabolism of plant compounds to pheromones and allomones by lepidoptera and leaf beetles. *Eur J Org Chem* 1:13–20

- Settele J, Feldman R, Reinhart R (1999) Die Tagfalter Deutschlands. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- Shreeve TG, Dennis RLH, Roy DB, Moss D (2001) An Ecological Classification of British Butterflies: Ecological Attributes and Biotope Occupancy. *J Insect Conserv* 5:145–161
- Spitzer L, Konvicka M, Benes J, Tropek R, Tuf IH, Tufova J (2008) Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biol Conserv* 141:827–837
- Stefanescu C and Traveset A (2009) Factors influencing the degree of generalization in flower use by Mediterranean butterflies. *Oikos* 118:1109-1117
- ten Hagen W (1999) Bemerkungen zur Biologie von *Arctia festiva arafati* (Lepidoptera: Arctiidae). *Phegea* 27:59–64
- ter Braak C.J.F., Smilauer P (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA
- Thomas JA (1991) Rare species conservation: Case studies of european butterflies. In *The scientific management of temperate communities for conservation* (Spellerberg IF, Goldsmith FB, Morris MG eds) 31st symposium of the British Ecological Society, 1989
- Thomas JA, Morris MG, Hambler C (1994) Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philos T Roy Soc B* 344:47–54
- Thomas CD, Abery JCG (1995) Estimating rates of butterfly decline from distribution maps – The effect of scale. *Biol Conserv* 73:59–65
- Tudor O, Dennis RLH, Greatorex-Davies JN, Sparks TH (2004) Flower preferences of woodland butterflies in the UK: nectaring specialists are species of conservation concern. *Biol Conserv* 119:397–403
- Tullberg BS, Hunter AF (1996) Evolution of larval gregariousness in relation to repellent defences and warning coloration in tree-feeding Macrolepidoptera: A phylogenetic analysis based on independent contrasts. *Biol J Linn Soc* 57:253–276
- Valimaki P, Itamies J (2005) Effects of canopy coverage on the immature stages of the Clouded Apollo butterfly [*Parnassius mnemosyne* (L.)] with observations on larval behaviour. *Entomol Fennica* 16:117–123

- Valverde T, Silvertown J (1997) Canopy closure rate and forest structure. *Ecology* 78:1555–1562
- Vanreusel W, Maes D, Van Dyck H (2007) Transferability of species distribution models: a functional habitat approach for two regionally threatened butterflies. *Conserv Biol* 21:201–212
- Vanreusel W, Van Dyck H (2007) When functional habitat does not match vegetation types: A resource-based approach to map butterfly habitat. *Biol Conserv* 135:202–211
- van Swaay C, Warren M, Lois G (2006) Biotope use and trends of European butterflies. *J Insect Conserv* 10:189–209
- Vera FWM (2000) *Grazing ecology and forest history*. CAB International, Wallingford
- Vrabec V, Lastuvka Z, Benes J et al. (2005) Insecta: Lepidoptera. In: Farkac J, Kral D, Skorpik M (ed) *Červený seznam ohrožených druhů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, pp 172–238
- Vodka S, Konvicka M, Cizek L (2009) Habitat preferences of oak-feeding xylophagous beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *J Insect Conserv* 13:553–562
- WallisDeVries MF, Poschlod P, Willems JH (2002) Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biol Conserv* 104:265–273
- Watt WB, Boggs CL (2003) Synthesis: Butterflies as model systems in ecology and evolution – present and future. *Butterflies: Ecology and evolution taking flight*. (ed. by C.L. Boggs, W.B. Watt, P.R. Ehrlich), pp. 603-613. University of Chicago Press, Chicago

## Supporting information

Appendix 1: Data sources (literature, internet sites, lepidopterists) used to compile the matrix of macromoth species attributes. Sheet 1: list of the sources, Sheet 2: individual species with the most relevant sources for the particular species

Appendix 2: Original data files. Sheet 1: Binary 1 - 0 matrix of life history attributes of 174 Central European macromoths. Sheet 2: matrix indicating moths family memberships, used as covariate matrix in partial PCA analysis



Table 1: Systematic list of Central European macromoths (less Geometridae and Noctuidae) used for ecological classifications of their habitats according to their life history attributes, abbreviations of the moths used in ordination diagrams, resulting habitat association group, position of individual species on PCA-ordination axes, and states of external predictors used for subsequent analyses.

Key. PCA1-PCA4: scores of individual species on PCA axes. Naive habitat: 1 – steppe, 2 – forest steppe, 3 – woodland, 4 – meadow. Biogeography: 1 – European, 2 – Pontomediterranean, 3 – Eurosiberian, 4 – Cosmopolitan. Range size: 1 – small, 2 – intermediate, 3 – large, 4 – huge. Commonness : 1 – rare, 2 – local, 3 – common, 4 – widespread. Threat status: 1 – threatened, 0 – not threatened

No.	Species	Habitat association group	PCA1	PCA2	PCA3	PCA4	Naive habitat	Biogeography	Range size	Commonness	Threat status
<b>Lasiocamidae</b>											
1	<i>Poecilocampa populi</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.7658	0.6783	0.3738	-0.1598	3	1	4	3	0
2	<i>Trichiura crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.8230	1.8278	0.0472	0.1004	2	2	3	2	0
3	<i>Eriogaster lanestris</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.9189	1.2311	-0.3448	0.7631	3	3	4	2	0
4	<i>Eriogaster catax</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.1884	1.0732	-0.9329	0.2198	2	1	3	1	1
5	<i>Eriogaster rimicola</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.6950	1.3947	0.7757	1.3993	3	1	3	1	1
6	<i>Malacosoma neustria</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.6968	2.4981	-0.5123	-0.1932	2	3	4	2	0
7	<i>Malacosoma castrense</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.2410	0.9454	-0.6264	1.7086	1	3	4	1	1
8	<i>Lasiocampa trifolii</i> (Den. & Schiff., 1775)	III.	0.9594	-0.1293	-0.3576	1.3897	1	2	4	1	1
9	<i>Lasiocampa quercus</i> (Linnaeus, 1758)	II.	0.3750	0.6463	-0.9478	-0.3634	3	3	4	2	0
10	<i>Macrothylacia rubi</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.2700	1.0877	-1.4677	0.2619	1	3	4	4	0
11	<i>Dendrolimus pini</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.4165	0.6720	0.7598	0.6999	3	3	4	4	0
12	<i>Euthrix potatoria</i> (Linnaeus, 1758)	III.	0.6129	-0.2005	0.5232	1.6468	4	3	4	3	0
13	<i>Cosmotriche lobulina</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.5084	0.9701	0.7966	1.0086	3	1	4	3	0
14	<i>Phyllodesma ilicifolium</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.2357	0.3423	-0.4314	0.3669	2	3	4	1	1
15	<i>Phyllodesma tremulifolium</i> (Hübner, 1810)	II.	-1.1008	0.6823	-0.3826	-1.0120	3	2	3	2	1

16	<i>Gastropacha populifolia</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.7823	0.5149	1.2587	0.8665	2	3	4	1	1
17	<i>Gastropacha quercifolia</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.9233	1.6153	0.2015	-0.6531	2	3	4	2	1
18	<i>Odonestis pruni</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.9524	1.1208	0.4139	-0.2531	2	3	4	2	1
<b>Endromidae</b>											
19	<i>Endromis versicolora</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-0.7480	-0.1328	-0.3127	1.5197	3	1	4	2	0
<b>Sturniidae</b>											
20	<i>Aglia tau</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-1.0148	-0.0124	-0.2614	-0.5205	3	3	4	3	0
21	<i>Saturnia pyri</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.9188	1.0595	0.1674	0.3867	2	2	3	2	1
22	<i>Saturnia spini</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.6980	0.8630	-0.9329	0.0483	2	3	3	1	1
23	<i>Saturnia pavoniella</i> (Scopoli, 1763)	II.	0.1101	1.8053	-2.4612	0.4329	2	1	2	3	1
24	<i>Saturnia pavonia</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.0863	1.8899	-2.2619	0.8836	2	3	4	3	0
25	<i>Saturnia caecigena</i> (Kupido, 1825)	II.	-1.0997	1.4207	-0.2294	-0.3298	na	na	na	na	0
26	<i>Antheraea yamamai</i> (Guérin-Ménéville, 1861)	II.	-0.8082	1.0544	0.7764	0.7571	na	na	na	na	0
27	<i>Samia cynthia</i> (Drury, 1773)	II.	-0.8966	0.5973	-0.1843	-1.0994	na	na	na	na	0
<b>Lemoniidae</b>											
28	<i>Lemonia taraxaci</i> (Den. & Schiff., 1775)	III.	1.1622	0.3294	-0.0493	2.2279	1	1	3	1	1
29	<i>Lemonia dumi</i> (Linnaeus, 1761)	III.	1.2772	0.3925	-0.2898	2.5384	1	1	3	1	1
<b>Sphingidae</b>											
30	<i>Agrius convolvuli</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	0.9925	-2.2898	-0.2513	-0.2842	1	5	5	2	0
31	<i>Acherontia atropos</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	0.5536	-1.5389	-0.7639	-1.5682	1	5	4	2	0
32	<i>Sphinx ligustri</i> Linnaeus, 1758	I.	-0.4376	-0.7950	-1.2297	-2.0777	2	3	5	2	0
33	<i>Sphinx pinastri</i> Linnaeus, 1758	I.	-0.7522	-1.4796	0.4231	-0.4803	3	3	5	3	0
34	<i>Marumba quercus</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-1.0354	-0.7916	-0.1165	-0.4190	3	2	3	1	1
35	<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-1.2055	-0.3327	-0.8275	-2.1503	3	3	4	4	0
36	<i>Smerinthus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-1.0180	-0.2855	-0.7882	-1.9748	3	3	3	4	0
37	<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-0.9486	-0.6432	-1.0668	-2.4342	3	3	4	3	0
38	<i>Hemaris tityus</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	0.9393	-1.7788	-1.0576	0.1324	1	5	4	3	1
39	<i>Hemaris fuciformis</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	0.7002	-1.4260	-1.2202	-0.5839	2	3	4	3	1
40	<i>Hyles hippophaes</i> (Esper, 1793)	I.	-0.2246	-1.2590	-0.7893	-1.3563	na	na	na	na	0
41	<i>Proserpinus proserpina</i> (Pallas, 1772)	IV.	1.0038	-1.8910	-0.5008	-0.2449	1	2	3	2	1

42	<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	1.2800	-1.8628	-0.7551	0.0541	1	3	5	4	0
43	<i>Daphnis nerii</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	0.4353	-1.6122	-0.4836	-1.2912	2	5	5	1	0
44	<i>Hyles euphorbiae</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	1.0899	-2.0753	-0.5960	-0.3740	1	2	5	2	1
45	<i>Hyles gallii</i> (Rottemburg, 1775)	IV.	1.0092	-1.6912	-1.1622	-1.0305	1	5	5	3	1
46	<i>Hyles livornica</i> (Esper, 1780)	IV.	1.2926	-1.8786	-1.3512	-1.0017	1	5	5	1	0
47	<i>Hyles vespertilio</i> (Esper, 1780)	IV.	0.8059	-2.2402	-0.0529	-0.5334	1	5	2	1	0
48	<i>Deilephila elpenor</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	1.1784	-2.3386	-0.4700	-0.5849	1	3	3	4	0
49	<i>Deilephila porcellus</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	1.0711	-2.2869	-0.1766	-1.0647	1	3	3	3	0
50	<i>Hippotion celerio</i> (Linnaeus, 1758)	IV.	0.9535	-2.1255	0.0880	-0.9439	1	5	5	1	0
<b>Drepanidae</b>											
51	<i>Cilix glaucatus</i> (Scopoli, 1763)	I.	-0.6405	-0.7381	-0.1407	0.4307	2	5	3	3	0
52	<i>Falcaria lacertinaria</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-1.2234	-0.5940	0.0360	0.5642	3	3	4	2	0
53	<i>Drepana falcataria</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-1.3850	-0.6240	0.3430	1.3679	3	3	4	3	0
54	<i>Drepana curvatula</i> (Borkhausen, 1790)	I.	-1.1400	-0.6938	0.3540	1.7285	3	3	4	2	1
55	<i>Sabra harpagula</i> (Esper, 1786)	I.	-1.2094	-0.4191	0.1128	1.2785	3	3	5	3	0
56	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1766)	I.	-1.2306	-0.4441	0.1354	1.4924	3	2	3	3	0
57	<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)	I.	-1.1587	-0.4307	0.2322	1.8642	3	1	3	3	0
58	<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-0.2556	-0.5279	-0.1113	0.1651	2	3	4	3	0
59	<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)	I.	-0.2817	-0.5468	0.1589	-0.0478	2	3	4	3	0
60	<i>Tethea ocularis</i> (Linnaeus, 1767)	I.	-1.0775	-0.6668	0.5773	1.4595	3	3	4	2	0
61	<i>Tethea or</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-1.1319	-1.1503	0.4734	1.2592	3	3	4	3	0
62	<i>Tetheella fluctuosa</i> (Hübner, 1803)	I.	-1.0643	-0.9293	0.4572	1.0716	3	1	4	2	0
63	<i>Ochropacha duplaris</i> (Linnaeus, 1761)	I.	-1.1131	-0.9590	0.3068	0.0757	3	3	4	3	0
64	<i>Cymatophorina diluta</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.9520	-0.0028	1.0671	1.7429	3	2	3	2	0
65	<i>Achlya flavicornis</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-1.1520	-0.9124	0.4763	1.5687	3	1	4	3	0
66	<i>Polyploca ridens</i> (Fabricius, 1787)	I.	-0.9784	-0.9235	0.4885	1.6992	3	1	3	2	0
67	<i>Asphalia ruficollis</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-0.7027	-0.5127	0.5137	1.9583	3	1	2	1	0
<b>Notodontidae</b>											
68	<i>Thaumetopoea processionea</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.5503	0.9126	1.1102	1.3003	3	1	2	2	0
69	<i>Thaumetopoea pinivora</i> (Treitschke, 1834)	II.	-0.4277	0.1593	0.6273	1.4956	3	3	2	1	0

70	<i>Thaumetopoea pityocampa</i> (Denn & Schiff., 1775)	II.	-0.5649	0.8200	0.9060	1.3850	na	na	na	na	0
71	<i>Clostera curtula</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-0.6354	-0.4069	0.6812	-0.0362	3	3	4	4	0
72	<i>Clostera anachoreta</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.5990	0.1665	0.1869	-0.3062	3	3	4	3	0
73	<i>Clostera anastomosis</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.6639	0.2173	0.7087	1.3064	3	3	4	2	0
74	<i>Clostera pigra</i> (Hufnagel, 1766)	I.	-0.6557	-0.2363	0.1437	0.0252	3	3	4	4	1
75	<i>Pygaera timon</i> (Hübner, 1803)	I.	-0.3345	-0.7193	0.2300	0.3681	3	3	4	1	0
76	<i>Cerura vinula</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.8307	-0.6164	-0.5367	-0.2259	3	3	4	3	0
77	<i>Cerura erminea</i> (Esper, 1783)	I.	-0.6017	-0.7646	-0.0414	0.6412	3	3	4	2	0
78	<i>Furcula bicuspis</i> (Borkhausen, 1790)	I.	-0.9945	-0.9100	-0.0469	-0.2590	3	3	3	2	0
79	<i>Furcula furcula</i> (Clerck, 1759)	I.	-1.1483	-0.9309	0.0785	-0.5806	3	5	4	2	0
80	<i>Furcula bifida</i> (Brahm, 1787)	I.	-1.1587	-0.3168	-0.4554	-0.6367	3	3	4	3	0
81	<i>Dicranura ulmi</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-0.9938	-1.1002	0.1326	0.5408	3	3	3	2	1
82	<i>Notodonta dromedarius</i> (Linnaeus, 1767)	I.	-1.1781	-0.8322	-0.3252	-0.5477	3	3	4	3	0
83	<i>Notodonta torva</i> (Hübner, 1803)	I.	-1.0091	-0.3262	-0.6024	-0.5242	3	3	4	1	0
84	<i>Notodonta tritophus</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-1.2558	-1.2232	-0.0443	0.1162	3	2	3	2	0
85	<i>Notodonta ziczac</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-1.3966	-0.4911	-0.5925	-0.3548	3	3	4	4	0
86	<i>Drymonia dodonaea</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-0.9234	-1.1894	-0.3527	-0.0855	3	3	3	3	0
87	<i>Drymonia ruficornis</i> (Hufnagel, 1766)	I.	-0.9116	-1.0568	-0.1802	0.4100	3	3	3	3	0
88	<i>Drymonia querna</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-0.9737	-0.8130	-0.0387	0.7088	3	1	3	1	1
89	<i>Drymonia velitaris</i> (Hufnagel, 1766)	I.	-1.0045	-0.7892	-0.4060	-0.4526	3	2	3	1	1
90	<i>Drymonia obliterata</i> (Esper, 1785)	I.	-1.1777	-0.6383	-0.5374	-0.4383	3	1	3	1	1
91	<i>Pheosia gnoma</i> (Fabricius, 1776)	I.	-1.0971	-0.9094	-0.0946	0.3310	3	3	4	2	0
92	<i>Pheosia tremula</i> (Clerck, 1759)	I.	-1.1867	-0.7308	-0.6366	-0.1630	3	5	4	3	0
93	<i>Pterostoma palpinum</i> (Clerck, 1759)	I.	-1.3109	-0.5068	-1.0883	-1.1826	3	3	4	4	0
94	<i>Ptilophora plumigera</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-1.1353	0.1385	-0.4115	-0.9681	3	3	4	3	0
95	<i>Leucodonta bicoloria</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-0.8412	-0.6342	0.2124	0.4405	3	3	4	2	0
96	<i>Ptilodon capucina</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-1.0858	0.3506	-0.9848	-1.6529	3	3	5	3	0
97	<i>Ptilodon cucullina</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-0.8898	-0.4669	-0.1669	-0.5503	3	3	4	2	0
98	<i>Odontosia carmelita</i> (Esper, 1798)	I.	-0.8844	-0.7333	0.0218	0.4332	3	1	3	1	0
99	<i>Odontosia sieversii</i> (Ménétriés, 1856)	I.	-0.6677	-0.3761	-0.1715	0.6011	3	3	4	1	1

100	<i>Gluphisia crenata</i> (Esper, 1785)	I.	-0.9553	-1.2120	0.4640	0.5858	3	3	4	2	0
101	<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.8431	0.7604	-0.7202	-0.6435	3	3	4	4	0
102	<i>Phalera becephaloides</i> (Ochsenheimer, 1810)	II.	-0.6226	0.0904	0.0994	0.6102	3	2	2	1	0
103	<i>Peridea anceps</i> (Goeze, 1781)	I.	-1.1392	-1.0855	-0.0259	0.2899	3	2	4	2	0
104	<i>Stauropus fagi</i> (Linnaeus, 1758)	I.	-1.3579	-0.6369	-0.4109	-0.3405	3	3	5	4	0
105	<i>Harpyia milhauseri</i> (Fabricius, 1775)	I.	-0.9967	-0.4547	0.2091	-0.1922	3	3	4	2	0
106	<i>Spatalia argentina</i> (Den. & Schiff., 1775)	I.	-1.0375	-0.7414	-0.4789	-0.9238	3	2	3	3	1
<b>Lymantriidae</b>											
107	<i>Penthopha morio</i> (Linnaeus, 1767)	III.	1.2707	0.4572	-0.5965	2.1545	1	2	2	2	1
108	<i>Orgyia recens</i> (Hübner, 1819)	II.	-0.6612	1.7988	-0.4895	-1.0963	3	3	4	2	1
109	<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	II.	0.2260	2.3213	-1.4812	-0.0619	2	5	5	4	0
110	<i>Orgyia antiquoides</i> (Hübner, 1822)	III.	0.0788	1.4764	0.1030	-0.0466	na	na	na	na	0
111	<i>Dicallomera fascelina</i> (Linnaeus, 1758)	II.	0.2330	1.3469	-1.4741	0.0340	2	3	4	3	1
112	<i>Gynaephora selenitica</i> (Esper, 1789)	III.	0.7301	0.9679	-1.3298	0.3499	1	1	3	1	1
113	<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.8683	1.4215	-0.7848	-1.4073	3	3	4	4	0
114	<i>Calliteara abietis</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.4953	0.9222	0.7591	0.8196	3	1	4	1	1
115	<i>Euproctis chrysorrhoea</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.6035	2.3504	-0.6713	-1.0101	2	2	5	4	0
116	<i>Euproctis similis</i> (Fuessly, 1775)	II.	-0.6052	1.9645	-0.0973	-1.6748	3	3	5	4	0
117	<i>Laelia coenosa</i> (Hübner, 1808)	III.	1.0728	0.2421	0.3101	1.7345	4	3	4	1	0
118	<i>Leucoma salicis</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.4368	1.4179	-0.0969	-0.5617	3	3	5	3	0
119	<i>Arctornis l-nigrum</i> (Müller, 1764)	II.	-0.4678	0.7822	0.6652	-0.0952	3	3	4	2	0
120	<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.8681	1.4511	0.0732	-1.9697	3	3	4	3	0
121	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	II.	-0.5606	2.0558	-0.0276	-0.6214	3	3	5	3	0
122	<i>Ocneria rubea</i> (Den. & Schiff., 1775)	II.	-0.4665	0.9432	0.5477	-0.2944	3	2	2	1	1
123	<i>Parocneria detrita</i> (Esper, 1785)	II.	-0.4929	1.3113	-0.0217	-0.0497	3	2	3	1	1
<b>Arctiidae</b>											
124	<i>Thumatha senex</i> (Hübner, 1808)	V.	0.8300	0.2134	2.5188	-0.1834	4	1	3	2	0
125	<i>Nudaria mundana</i> (Linnaeus, 1761)	V.	0.5217	-0.1077	1.5964	-0.4434	1	1	3	1	0
126	<i>Paidia rica</i> (Freyer, 1858)	V.	0.6903	0.0837	1.9313	0.1469	1	2	3	1	1
127	<i>Miltochrista miniata</i> (Forster, 1771)	V.	0.9095	0.3133	2.4891	-1.7278	3	3	4	3	0

128	<i>Cybosia mesomella</i> (Linnaeus, 1758)	V.	0.6774	0.5990	2.1956	-0.9635	1	3	4	3	0
129	<i>Pelosia muscerda</i> (Hufnagel, 1766)	V.	1.1675	0.1938	2.1216	-1.3273	3	3	4	2	0
130	<i>Pelosia obtusa</i> (Her.-Sch., 1852)	V.	0.8919	0.4364	2.4520	-0.1895	3	2	4	1	1
131	<i>Atolmis rubricollis</i> (Linnaeus, 1758)	V.	0.4735	-0.0180	2.0138	-1.5169	3	3	4	3	0
132	<i>Eilema sororculum</i> (Hufnagel, 1766)	V.	0.1525	0.1737	2.0056	-0.8008	3	2	4	3	0
133	<i>Eilema griseolum</i> (Hübner, 1803)	V.	0.6438	0.4857	2.1456	-0.6453	3	3	4	3	0
134	<i>Eilema lutarellum</i> (Linnaeus, 1758)	V.	1.4543	-0.2461	1.2003	0.0162	1	3	4	3	0
135	<i>Eilema pygmaeolum</i> (Doubleday, 1847)	V.	0.9164	-0.2590	1.9680	-1.1461	1	3	4	2	1
136	<i>Eilema palliatellum</i> (Scopoli, 1763)	V.	1.5130	0.0650	1.5911	-0.3754	1	2	4	2	1
137	<i>Eilema pseudocomplanum</i> (Daniel, 1939)	V.	1.0071	0.7123	2.2699	-1.0143	2	2	3	1	0
138	<i>Eilema complanum</i> (Linnaeus, 1758)	V.	0.9923	0.3330	2.2061	-1.7441	2	2	4	3	0
139	<i>Eilema lurideolum</i> (Zincken, 1817)	V.	0.7497	0.2926	2.5507	-2.0006	1	2	4	3	0
140	<i>Eilema depressum</i> (Esper, 1787)	V.	0.4517	0.4369	1.9404	-0.7787	3	1	4	3	0
141	<i>Eilema caniola</i> (Hübner, 1808)	V.	1.0283	-0.0219	1.6490	-1.2926	2	2	na	na	0
142	<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	V.	0.1458	0.9218	1.8398	-0.9000	3	3	4	3	1
143	<i>Setina irrorella</i> (Linnaeus, 1758)	V.	1.3310	0.1517	2.0393	-0.1525	1	3	4	2	0
144	<i>Setina roscida</i> (Den. & Schiff., 1775)	V.	1.2534	-0.0799	1.6458	-0.2115	1	2	4	2	1
145	<i>Amata phegea</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.9798	-0.1759	-0.1671	0.4481	1	3	3	3	0
146	<i>Amata kruegeri</i> (Ragusa, 1904)	III.	1.4341	0.4047	0.1893	0.4196	na	na	na	na	0
147	<i>Dysauxes ancilla</i> (Linnaeus, 1767)	III.	1.6069	-0.3781	0.5872	-0.1468	2	1	3	2	1
148	<i>Dysauxes punctata</i> (Fabricius, 1781)	III.	1.4015	0.5031	0.6567	-0.3204	2	2	na	na	0
149	<i>Spiris striata</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.8084	0.8881	-0.8463	0.1541	1	1	4	2	1
150	<i>Coscinia cribraria</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.4999	0.6298	-0.5246	0.8714	1	3	4	2	1
151	<i>Utetheisa pulchella</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.3762	-0.5225	0.2714	0.0415	1	5	5	1	0
152	<i>Parasemia plantaginis</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.5305	0.5812	-1.3056	0.7131	2	3	5	3	0
153	<i>Hyphantria cunea</i> (Drury, 1773)	II.	-0.4933	1.3194	-0.0039	-0.9185	3	5	5	3	0
154	<i>Spilosoma lubricipeda</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.0227	0.5473	-1.6481	-0.2026	2	3	4	3	0
155	<i>Spilosoma luteum</i> (Hufnagel, 1766)	III.	1.0816	-0.0783	-1.3771	-0.5320	2	3	4	3	0
156	<i>Spilosoma urticae</i> (Esper, 1789)	III.	1.5482	-0.4631	-0.3134	0.8299	4	3	4	1	1
157	<i>Diaphora mendica</i> (Clerck, 1759)	III.	0.6984	0.1726	-1.9609	0.4490	2	3	4	3	0

158	<i>Cycnia luctuosa</i> (Geyer, 1833)	III.	0.7910	-0.2598	0.1637	1.2282	2	2	2	1	1
159	<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.1731	0.6142	-1.0594	0.3214	2	3	5	3	0
160	<i>Phragmatobia luctifera</i> (Den. & Schiff., 1775)	III.	1.6258	0.0994	-1.0344	-0.0915	1	3	4	1	1
161	<i>Ocnogyna parasita</i> (Hübner, 1790)	III.	1.0391	0.5702	-0.6586	1.6872	1	2	2	1	0
162	<i>Chelis maculosa</i> (Den. & Schiff., 1775)	III.	1.4060	-0.4720	0.0792	0.7160	1	3	4	1	1
163	<i>Watsonarctia casta</i> (Esper, 1785)	III.	1.2526	-0.6744	-0.3629	1.7025	1	1	4	1	1
164	<i>Hyphoraia aulica</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.4968	0.2508	-0.5050	0.7433	1	3	4	2	1
165	<i>Pericallia matronula</i> (Linnaeus, 1758)	III.	0.6928	0.6169	-0.7326	-0.7570	2	3	3	1	1
166	<i>Arctia caja</i> (Linnaeus, 1758)	III.	0.9641	0.9957	-1.9928	-1.4702	2	5	5	3	0
167	<i>Arctia villica</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.6067	0.3097	-0.5916	0.5492	2	2	4	3	1
168	<i>Arctia festiva</i> (Hufnagel, 1766)	III.	1.5170	0.2378	-0.2470	0.6395	1	3	4	1	1
169	<i>Rhyparia purpurata</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.7225	0.8835	-1.7179	-0.1749	2	3	4	2	1
170	<i>Rhyparioides metelkana</i> (Lederer, 1861)	III.	1.1684	-0.0864	0.2140	0.8928	4	3	na	na	0
171	<i>Diacrisia sannio</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.1773	0.4067	-1.1409	-0.0206	1	3	4	3	0
172	<i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)	III.	1.5236	0.7581	-1.0538	-1.0908	2	1	4	3	0
173	<i>Callimorpha dominula</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.5077	0.5258	-1.6465	-1.3214	2	2	4	2	0
174	<i>Tyria jacobaeae</i> (Linnaeus, 1758)	III.	1.2778	-0.4209	-0.9309	1.0538	1	2	5	3	1

Table 2: List of life history attributes defining the resource use by 174 species of Central European macromoths and used for ecological classifications of the moths' habitats

No.	Variable	State	Attribute	No.	Variable	State	Attribute
1	WstEgg	Overwintering stage	egg	90	HPraMONO	Larval trophic range	monophagous (1 plant family)
2	WstLARVE		larvae	91	HPraOLIG		oligophagous (2 or 3 families)
3	WstPUPPE		pupae	92	HPraPOLY		polyphagous (more than 3 families)
4	WstADULT		adult	93	HPphANN	Larval host plant phenology	annual
5	WsiBUR	Hibernation site	buried	94	HPphBIE		biennial
6	WsiSUR		surface	95	HPphSHO		short lived perennial
7	WsiSHO		short sward	96	HPphLON		long lived perennial
8	WsiTALL		tall sward	97	HPfoSHOR	Larval host plant growth form	short herb/grass
9	WsiSHR		shrub	98	HPfoTALL		tall herb
10	WsiTREE		tree	99	HPfoSHRU		shrub
11	WsiLEAF		dry foliage	100	HPfoTREE		tree
12	WsiROCK		rocks, walls	101	HPfoNONP		non-plant
13	GENbien	Voltinism	biennial	102	HPfoLIAN		liana
14	GENuniv		univoltine	103	ElaySING	Egg-laying mode	singly
15	GENuni+		univ. + partial 2nd generation	104	ElaySMAL		small batches (up to 10 eggs)
16	GENbivo		bivoltine	105	ElayLARG		large batches
17	GENmulti		multivoltine	106	ElocEART	Egg-laying substrate	bare earth or ground artifact
18	<i>Salicaceae</i>	Larval host plant family	<i>Salicaceae</i>	107	ElocSHOR		short turf/herb
19	<i>Betulaceae</i>		<i>Betulaceae</i>	108	ElocTALL		tall/mature herbs
20	<i>Fagaceae</i>		<i>Fagaceae</i>	109	ElocSHRU		shrub
21	<i>Rosaceae</i>		<i>Rosaceae</i>	110	ElocTRUN		tree trunk
22	<i>Corylaceae</i>		<i>Corylaceae</i>	111	ElocCANO		canopy



23	Oleaceae		Oleaceae	112	ElocLIAN0		liana
24	Vacciniaceae		Vacciniaceae	113	EcouWHIT	Egg colour	white
25	Tiliaceae		Tiliaceae	114	EcouYELL		yellow
26	Pinaceae		Pinaceae	115	EcouBROW		brown
27	Fabaceae		Fabaceae	116	EcouRED		red
28	Euphorbiaceae		Euphorbiaceae	117	EcouBLAC		black
29	Plantaginaceae		Plantaginaceae	118	EcouGREY		grey
30	Elaeagnaceae		Elaeagnaceae	119	EcouGREE		green
31	Araliaceae		Araliaceae	120	EcouPUNC		spots
32	Caprifoliaceae		Caprifoliaceae	121	EhairYES	Egg batch protection	covered by hairs
33	Poaceae		Poaceae	122	EhaiNO		bare
34	Cziperaceae		Cziperaceae	123	EshapONE	Egg batch shape	single egg
35	Juncaceae		Juncaceae	124	EshapRIC		flat batch ("mirror")
36	Cannabaceae		Cannabaceae	125	EshapLIN		string
37	Cornaceae		Cornaceae	126	EshapCOM		combination
38	Primulaceae		Primulaceae	127	LdayBURI	Larval environment at day	buried
39	Aceraceae		Aceraceae	128	LdayGROU		ground layer
40	Ulmaceae		Ulmaceae	129	LdayFIEL		herb layer
41	Rhamnaceae		Rhamnaceae	130	LdaySHRU		shrub layer
42	Ericaceae		Ericaceae	131	LdayTREE		trunk layer
43	Polygonaceae		Polygonaceae	132	LdayCANO		canopy layer
44	Asteraceae		Asteraceae	133	LdayLEAF		woven foliage tent
45	Dipsaceae		Dipsaceae	134	LnigBURI	Larval environment at night	buried
46	Lythraceae		Lythraceae	135	LnigGROU		groun layer
47	Convolvulaceae		Convolvulaceae	136	LnigFIEL		field layer
48	Solanaceae		Solanaceae	137	LnigSHRU		shrub layer
49	Celastraceae		Celastraceae	138	LnigTREE		trunk layer
50	Crassulaceae		Crassulaceae	139	LnigCANO		canopy layer

51	Buddlejaceae		Buddlejaceae	140	LnigLEAF		woven foliage tent
52	Chenopodiaceae		Chenopodiaceae	141	LcouCRYP	Larval colouration	cryptic
53	Sambucaceae		Sambucaceae	142	LcouWARN		warning
54	Aquifoliaceae		Aquifoliaceae	143	LactivDA	Larval feeding time	day
55	Hippocastanaceae		Hippocastanaceae	144	LactiNI		night
56	Juglandaceae		Juglandaceae	145	LsbthYES	Larval basking	yes
57	Caryophyllaceae		Caryophyllaceae	146	LsbthNO		no
58	Rubiaceae		Rubiaceae	147	Ltogethe	Larvae gregarious (up to 3rd instar)	yes
59	Onagraceae		Onagraceae	148	Lalone		no
60	Apocynaceae		Apocynaceae	149	LhairyYE	Larvae hairy	yes
61	Vitaceae		Vitaceae	150	LhairyNO		no
62	Balsaminaceae		Balsaminaceae	151	PloBUR	Pupal location	buried
63	Geraniaceae		Geraniaceae	152	PloSUR		ground layer
64	Lamiaceae		Lamiaceae	153	PloFIE		field layer
65	Scrophulariaceae		Scrophulariaceae	154	PloSHRU		shrub layer
66	Menyanthaceae		Menyanthaceae	155	PloTREE		trunk layer
67	Apiaceae		Apiaceae	156	PloCANO		canopy layer
68	Berberidaceae		Berberidaceae	157	PloLEAF		woven foliage tent
69	Cupressaceae		Cupressaceae	158	PcocoYES	Pupa in cocoon	yes
70	Brassicaceae		Brassicaceae	159	PcocoNO		no
71	Ranunculaceae		Ranunculaceae	160	AfeeYES	Adult feeding	yes
72	Magnoliaceae		Magnoliaceae	161	AfeeNO		no
73	Boraginaceae		Boraginaceae	162	AFwingYE	Adult females winged	yes
74	Urticaceae		Urticaceae	163	AFwingNO		no
75	Typhaceae		Typhaceae	164	AMactDAY	Adult male activity	diurnal
76	Orchidaceae		Orchidaceae	165	AMactDUS		crepuscular
77	Iridaceae		Iridaceae	166	AmactNIG		nocturnal

78	Gentianaceae		Gentianaceae
79	Alliaceae		Alliaceae
80	Santalaceae		Santalaceae
81	Cistaceae		Cistaceae
82	Simaroubaceae		Simaroubaceae
83	Araceae		Araceae
84	lichenes		lichenes
85	mosses		mosses
86	algae		algae
87	liverworts		liverworts
88	dead plant parts		dead plant parts
89	cannibalism		cannibalism

167	AFactDAY	Adult female activity	diurnal
168	AFactDUS		crepuscular
169	AFactNIG		nocturnal
170	AcouCRYP	Adult wing pattern	cryptic
171	AcouMIM		mimetic
172	AcouHALF		warning on hindwings
173	AcouWARN		warning completely
174	Afly3,4	Adult flight period	early spring (up to April)
175	Afly5,6		spring (May - June)
176	Afly6,7		early summer (June - July)
177	Afly8,10		late summer (July - September)
178	Afly11-		autumn (from October)

Fig. 1

PCA ordination diagrams reconstructing habitat associations of Central European macromoths (less Geometridae and Noctuidae) according to 178 life history attributes of individual species. The two panels show intersections between 1st and 2nd (a) and 1st and 3rd (b) ordination axes. See Table 1 for numeric coordinates of all species.

Variation explained by four ordination axes was 15.6% (1st), 9.0% (2nd), 6.4% (3rd) and 4.4% (4th). The symbols distinguish the five habitat association groups: squares – Group I (*close canopy moths*: 53 spp.), triangles – Group II (*open canopy moths*: 47 spp.), circles – Group III (*grassland moths*: 39 spp.), diamonds – Goup IV (*herb-feeding hawk moths*: 14 spp.), X-marks – Group V (*lichen feeders*: 21 spp.). See Table 1 for species abbreviations and PCA scores

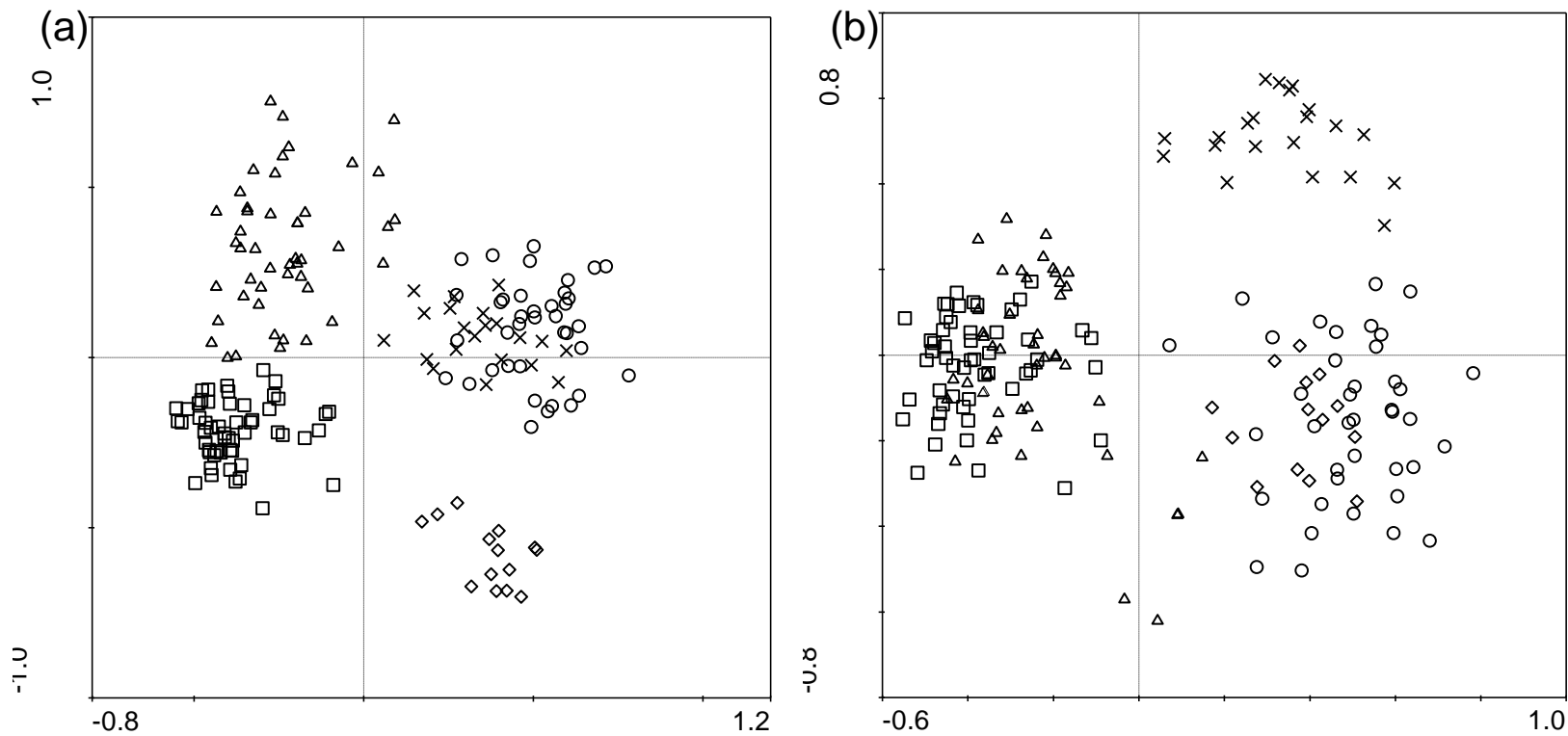


Fig. 2

Visualisation of the 47 best-fitting (fit >20%) life history attributes from the PCA ordination used to reconstruct habitats of Central European macromoths.

Intersection of the 1st and 2nd ordination axes (see Fig. 1A). See Table 2 for list of the attributes

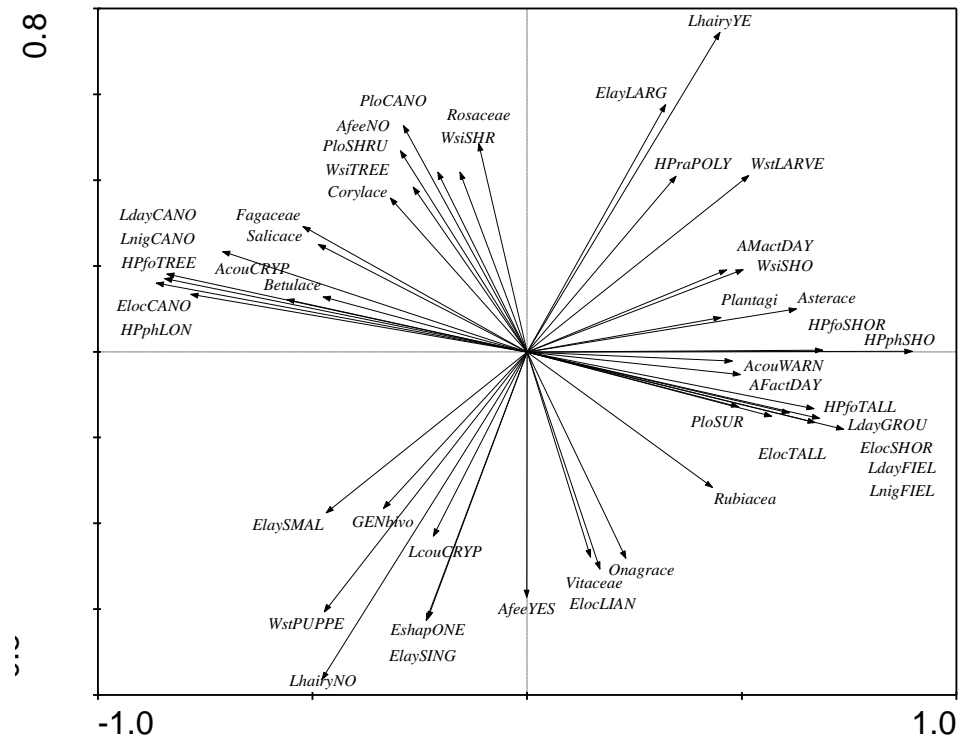


Fig. 3

PCA ordination used to reconstruct habitats of Central European macromoths according to life history attributes of individual species, analysis excluding 72 attributes describing host plant families. Intersection of the 1st and 2nd ordination axes. The variation explained by four ordination axes was 16.9% (1st), 10.0% (2nd), 6.0% (3rd) and 5.0% (4th). Symbols for individual species follow the habitat association groups revealed by analysis including the host plant families (cf. Fig. 1), species abbreviations in Table 1

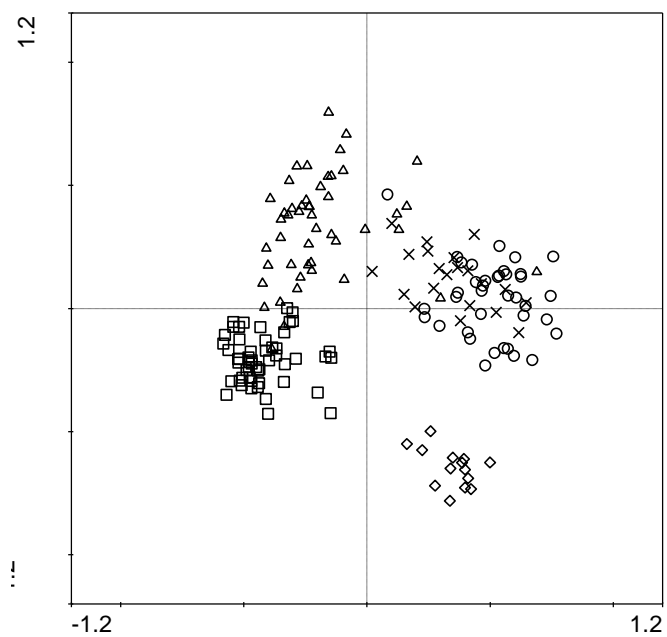


Fig. 4

Partial PCA ordination used to reconstruct habitats of Central European macromoths according to 178 life history attributes, with moth family membership treated as covariable. Intersection of the 1st and 2nd ordination axes; the variation explained by four ordination axes was 7.5% (1st), 5.6% (2nd), 3.4% (3rd) and 2.9% (4th). Symbols for individual species follow the habitat association groups revealed by the analysis, including the host plant families (cf. Fig. 1), species abbreviations in Table 1

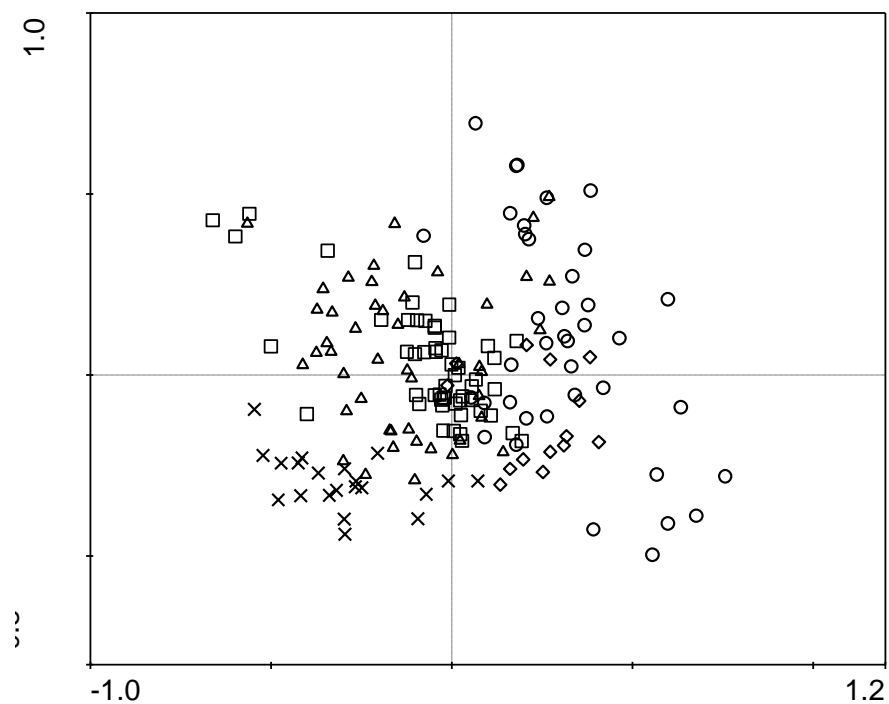
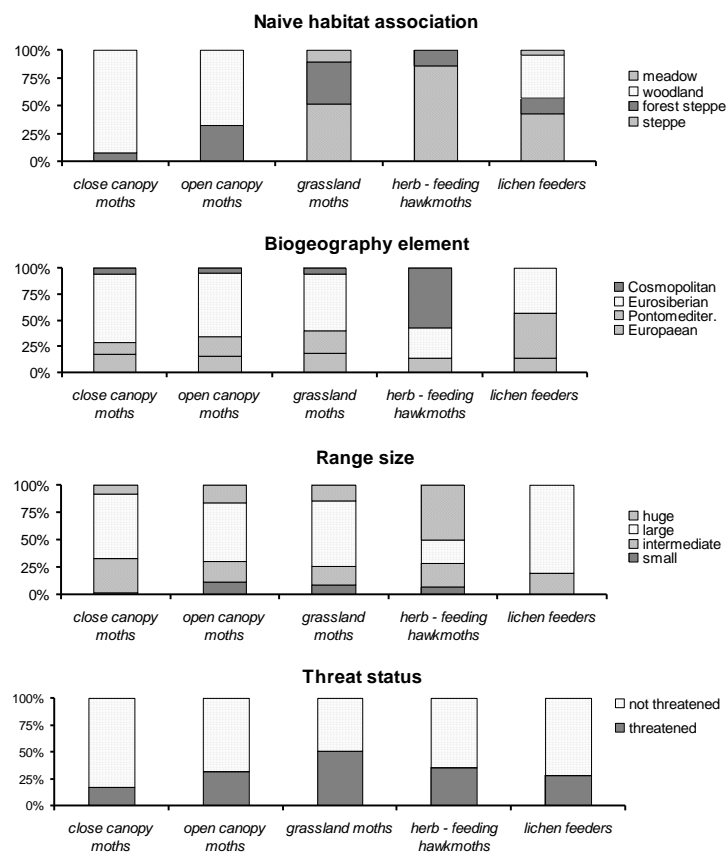


Fig. 5

Proportional representation of independently obtained macromoth species characteristics in the five habitat association groups obtained by ordination analysis of life history attributes. Top: Naïve habitat associations, as understood by mid-20th century lepidopterists (from Hruby 1964). Middle: Biogeography elements (modified after Hruby 1964). Bottom: Threat status (combination of the Czech Republic and Bavaria Red lists)



Appendix 2: list 1- základní matice druhů a bionomických vlastností užitá pro výpočet, list 2- zdrojová matice druhů s vlastnostmi upravenými pomocí DCA analýzy. Příloženo v elektrinické podobě



