

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Ekologické charakteristiky a jejich význam pro predikci
ohrožení herbivorního hmyzu: příkladová studie píd'alkovití
(Geometridae)**

Mariana Pavlátová

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana přírody

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.

Olomouc 2012

Pavlátová M. (2012): Ekologické charakteristiky a jejich význam pro predikci ohrožení herbivorního hmyzu: příkladová studie píďalkovitých (Geometridae). Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc, 33 pp., v češtině.

Abstrakt

Jednou z možných cest, jak lze předpovídat budoucí ohrožení herbivorů je studium ekologických vlastností motýlů potažmo i živných rostlin jejich preimaginálních stadií. Jako modelovou skupinu jsem zvolila motýly z čeledi píďalkovitých (Geometridae), kteří se vyskytují na území České Republiky a Slovenska. Cílem práce byla predikce míry ohrožení motýlů na základě jejich ekologických charakteristik a charakteristik jejich živných rostlin. Do testování byly zahrnuty charakteristiky, které byly abstrahovány z kompendiálních publikovaných zdrojů. Z 25 charakteristik bylo 6 vyhodnoceno jako nejvhodnější pro predikci ohrožení. Z vlastností motýlů predikují ohrožení nejlépe zoogeografické rozšíření druhu, zapojenost stanoviště a počet osídlených stanovišť. Nejvíce ohrožené jsou druhy mediteránní, které jsou vázány na stepní otevřená stanoviště, dále druhy boreoalpinní a rovněž druhy s vazbou na zapojená stanoviště. Počet vhodných stanovišť (otevřené travinné plochy s vysokým teplotním optimem a prosvětlené lesy) v minulosti značně ustoupil zejména díky změnám v zemědělském a lesním hospodaření. Nejvhodnější pro predikci ohrožení motýlů z charakteristik živných rostlin je frekvence rostlinného druhu ve čtvercové síti a doba, kdy živná rostlina začíná kvést.

Klíčová slova: Geometridae, ekologické charakteristiky motýlů, ekologické charakteristiky živných rostlin, míra ohrožení

Pavlátová M. (2012): Ecological characteristics and their importance to predict the risk of herbivorous insects: a case study of geometrid moths (Geometridae). Diploma thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 33 pp., in Czech.

Abstrakt

One of the possible way, how to predict the future threat of the herbivores, is the study of their ecological features and host plant of its preimaginal stages. As a model group I choosed the butterflies from the family of Geometridae, which are present in the area of Czech republic and Slovakia. The goal of my thesis was the prediction of butterflies threat degrese on grounds of their ecological traits of the butterflies and traits its host plants. The test included the characteristics whose were abstarcted from compedial published resources. From 25 characteristics were 6 analyzed like the best prediction of the threat. From the butterflies-features best predict the threat the areal of distribution, the canopy density and the number of the colonised sites. The most endangered are the mediteran species whose are bound to open steppe habitat, next the boreoalpine species and the species linked to forest habitats too. The number of the suitable stands (open grassed areas with high termal optimum and open forests) gave back in the past because of the modification in agriculture and in forest managment. The most suitable for the prediction of the butterflies threat from the characteristics of the host plants is the plant species frequency in grid maps and the period when the host plant begins to bloom.

Keywords: Geometridae, butterfly ecological characteristics, ecological characteristics of host plants, measure of threat

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pouze s použitím citované literatury a pod vedením svého školitele RNDr. Tomáše Kurase, Ph.D.

V Olomouci 2012

Mariana Pavlátová

Obsah

1. Úvod	1
2. Materiál a metodika	3
2.1 Charakteristika studované skupiny	3
2.2 Popis a škálování ekologických charakteristik motýlů	4
2.3 Popis a škálování ekologických charakteristik živných rostlin.....	9
2.4 Analýza dat.....	14
3. Výsledky	15
3.1 Ekologické charakteristiky motýlů a jejich vztah k rozšíření	15
3.2 Ekologické charakteristiky živných rostlin a jejich vztah k rozšíření.....	19
4. Diskuse	22
5. Souhrn	26
6. Literatura	27
7. Přílohy	33

Seznam tabulek

Tabulka 1 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi zoogeografickou příslušností a stupněm rozšíření motýlů.	16
Tabulka 2 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi zapojením stanoviště a stupněm rozšíření motýlů.	16
Tabulka 3 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi počtem osídlených biotopů a skupin biotopů a stupněm rozšíření motýlů.	17
Tabulka 4 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi frekvencí rostlinného druhu ve čtvercích a stupněm rozšíření motýlů.	19
Tabulka 5 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi koncem kvetení živné rostliny a stupněm rozšíření motýlů.	20

Seznam obrázků

Obrázek 1 Jednofaktorová ANOVA porovnávající míru rozšíření motýlů v různých zoogeografických oblastech rozšíření. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.	16
Obrázek 2 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na zapojení stanoviště. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.	17
Obrázek 3 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na počtu osídlených biotopů. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.	18
Obrázek 4 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na počtu skupin osídlených biotopů. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.	18
Obrázek 5 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na frekvenci rostlin ve čtvercové síti. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.	20
Obrázek 6 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na konci kvetení živné rostliny. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.	21

Seznam příloh

Příloha 1 Rozložení reziduálů v GLM modelu testující vztah rozšíření a ekologických charakteristik motýlů.	39
Příloha 2 Rozložení reziduálů v GLM modelu testující vztah rozšíření a ekologických charakteristik živných rostlin.	39

Poděkování

Chtěla bych srdečně poděkovat všem, kteří jakýmkoliv způsobem přispěli ke vzniku této práce, za jejich ochotu, čas, laskavý přístup a zájem, především pak panu Tomáši Kurasovi, Honzovi Šipošovi, Matouši Melichaříkovi a Filipu Trnkovi. Dále bych ráda poděkovala svým blízkým a přátelům za poskytnutou naději a odvahu.

Na Valašsku 11. května 2012

1. Úvod

Ohrožení a pokles druhové biodiverzity patří mezi klíčová témata ochránářské (konzervační) biologie současnosti. Řada studií dokumentuje značný pokles druhů bezobratlých a úbytek jejich stanovišť (Thomas *et al.* 2004; Hoekstra *et al.* 2005). Hmyz přitom představuje klíčovou komponentu ve většině suchozemských ekosystémů a podstatnou část biodiverzity (Franzen & Johannesson 2007). V centru pozornosti stojí zvláště skupina motýlů (Lepidoptera, resp. Rhopalocera), jejichž úbytek je patrný v celé západní a střední Evropě (Van Swaay & Warren 1999; Van Swaay 2010).

Pro úspěšnou ochranu druhů je nanejvýš důležité pochopit vztah mezi ekologickými vlastnostmi druhů a mírou jejich ohrožení. Řada autorů hledá vhodné prediktory hlavně mezi ekologickými vlastnostmi samotných druhů (Mattila *et al.* 2006, 2008; Kotiaho *et al.* 2005; Franzen & Johannesson 2007). Protože v případě herbivorního hmyzu lze charakterizovat také vlastnosti živných rostlin jednotlivých druhů, rozšířila jsem daný pohled o studium ekologických vlastností rostlin. Zajímalo mě, jakou míru ohrožení herbivorů lze přičíst na vrub jejich ekologickým charakteristikám a nakolik ohrožení herbivorů predeterminují již charakteristiky jejich živných rostlin.

Jako modelovou skupinu herbivorů jsem zvolila čeleď píďalkovitých (Geometridae) z nadčeledi Geometroidea. Píďalky osídlují téměř všechny dostupné biotopy, jde však především o typicky lesní druhy hmyzu (Hausmann 2001; Leraut 2009). Píďalky mají solidně popsanou bionomii (cit. Hausmann 2001, 2004; Mironov 2003; Leraut 2009) a zdají se být vhodnými ukazateli změn pro herbivory jako takové (Thomas 2005).

Základním tématem práce je odpověď na otázku do jaké míry lze ohrožení motýlů predikovat, které prediktory pro indikaci zranitelnosti/vymírání použít a o jakých návrzích preventivních opatření uvažovat?

Konkrétní cíle předložené práce jsou tyto:

- (a) stanovit ekologické charakteristiky (a jejich kombinace), které nejlépe determinují změny početnosti a ohrožení píďalek,

- (b) stanovit ekologické charakteristiky (a jejich kombinace) živných rostlin, které nejlépe determinují změny početnosti a ohrožení píd'alek.
- (c) vyhodnotit míru ohrožení modelové skupiny píd'alek na základě vlastností druhů motýlů a na základě vlastností jejich živných rostlin

Poznámka: Diplomová práce navazuje na tematicky obdobně zaměřenou bakalářskou práci, kde jsem se zabývala studiem denních motýlů (*Rhopalocera*). Na rozdíl od bakalářské práce je zde rozšířen výběr charakteristik jak u motýlů, tak i u živných rostlin.

2. Materiál a metodika

Metodika vychází ze stávajících dat o biologii a ekologii píd'alek a ekologii jejich živných rostlin. Jsem si vědoma, že existuje řada relevantní literatury např. Emmet & Heath (1990), Ebert (2001, 2003), Hausmann (2001, 2004), Mironov (2003), Tolman & Lewington (2008), Leraut (2009) aj. Zvolila jsem však následující (viz Reiprich 2001, Patočka & Kulfan 2009), protože z hlediska regionálního nejvíce odpovídají našemu území. Zároveň se jedná o kompendiální tituly, jež v jednotném formátu obsahují údaje o ekologii ke všem zájmovým druhům píd'alek.

Skupina píd'alek vyskytujících se na území České republiky (ČR) a Slovenska byla vybrána podle check-listu ČR a je doplněna o druhy ze Slovenska dle práce Patočky a Kulfana (2009). Zdrojem informací o živných rostlinách píd'alek byla práce Reipricha (2001) a Patočky a Kulfana (2009). Pro popis ekologických charakteristik motýlů byly použity monografie Hrubého (1964), Patočky a Kulfana (2009). Základními informačními zdroji pro popis ekologických charakteristik živných rostlin byli: Jurko (1990), Ellenberg (2001) a [www BiolFlor](http://www.BiolFlor) (www.ufz.de/biolflor/index.jsp 2011).

2.1 Charakteristika studované skupiny

V České republice je uváděn výskyt 393 druhů píd'alek, z toho v Čechách 367, na Moravě a ve Slezsku 379. Na Slovensku je známo 418 příslušníků této čeledi (Laštůvka 1998). Do červeného seznamu ohrožených druhů ČR je zařazeno 45 druhů čeledi (tj. zhruba 11% zástupců). Jedná se o druhy, charakteristické buď pro určitý ohrožený typ biotopu (např. písčiny, xerothermní stepi, nížinné lesy, vysokohorské oblasti apod.) nebo druhy u kterých je jasně pozorován ústup, pouze několik málo druhů přísluší mezi obecně „vzácné a nehojné“ (Farkač *et al.* 2005).

2.2 Popis a škálování ekologických charakteristik motýlů

Pro účel následujícího testování bylo potřeba jednotlivé charakteristiky motýlů a jejich živných rostlin sjednotit a klasifikovat. Z dostupných dat nebylo možno využít všechna data, ale jen informace uváděné přehledně a jednotně ke všem (většině) druhů. Vlastnosti motýlů i živných rostlin byly vybrány tak, aby adekvátně popisovaly ekologii druhů. Jako závislé proměnné vystupovala „početnost“ a „distribuce“. Do modelů vstupoval kumulativní součet zmíněných závislých proměnných pod názvem „rozšíření“. Ostatní charakteristiky motýlů a rostlin byly vždy jako proměnné nezávislé. V následujícím přehledu je uveden soubor testovaných ekologických charakteristik a jejich škálování pro následné analýzy:

Početnost

Početnost v rámci Slovenska (*sensu* Patočka & Kulfan 2009) vstupovala do analýz jako závislá proměnná. Početnost byla škálována jako nominální proměnná.

- 1 - vyhynulý
- 2 – velmi vzácný
- 3 – vzácný
- 4 – spíš vzácný
- 5 – nevzácný
- 6 – hojný

Distribuce

Distribuce v rámci Slovenska (*sensu* Patočka & Kulfan 2009) vstupovala do analýz jako závislá proměnná. Škálována byla jako nominální proměnná.

- 1 – vyhynulý
- 2 – velmi lokální
- 3 – lokální
- 4 – spíš lokální
- 5 – spíš rozšířený
- 6 – široce rozšířený

Biotopová vazba

Charakteristika vazby druhu ke stanovišti byla převzata z Hrubého (1964). V případě, že se některý druh vyskytoval na více stanovištích, byl pro potřebu testování použitý vždy první (zpravidla nejvýznamnější) uvedený biotop. V jednom případě jsem dva biotopy sloučila z důvodu nízkého zastoupení druhů v obou

kategoriích a možném zkreslení ve výsledcích analýz (viz kategorie mokřad zahrnuje rašeliniště a bažiny). Biotopová vazba byla škálována jako kategoriální proměnná. Jmenovitě se jednalo o tato stanoviště:

1. **Mokřad** – v této kategorii je sloučen eutrofní mokřad (velmi vlhké louky a porosty vodních a bahenních rostlin) a vrchovištní, slatinná i přechodová rašeliniště.
2. **Louka** – mezofilní bylinné porosty s převahou travin a řadou kvetoucích bylin.
3. **Step** - velmi široká skupina zahrnuje především pravé stepní a polostepní přirozené porosty, včetně písčitých a skalnatých stepí.
4. **Lesostep** - všechny přirozené i umělé, primární i sekundární stanoviště, kde se střídají volné plochy travnatého a bylinného porostu s křovinami a ojedinělými stromy, případně i skupinami stromů bez hustého zapojení. Jedná se tedy o všechny křovinaté stráně a paseky, z kulturních porostů pak o parky, zahrady a ovocné sady.
5. **Listnatý les**- jednotné lesní porosty (doubavy, bučiny aj.) a všechny smíšené lesní porosty.
6. **Jehličnatý les** -lesní porosty přirozené i umělé, smíšené i monokulturní.
7. **Alpínská zóna** – porosty kosodřeviny a alpínské hole nad hranicí lesa.

Proměnná biotopová vazba vstupovala ve finále do modelování ohroženosti druhů jako nově vytvořená nominální proměnná „zapojenost“ (stanovení a škálování proměnné zapojenost viz kap. 2.4)

Zoogeografická příslušnost

Areály zoografického rozšíření druhů (*sensu* Hrubý 1964) jsou škálovány jako kategoriální proměnné. V jednom případě jsem dvě oblasti sloučila z důvodu nízkého zastoupení druhů v obou kategoriích a možném zkreslení ve výsledcích testování (viz alpínský typ areálu zahrnuje druhy alpínské a boreo-alpínské oblasti). Do analýz vstupovaly tyto areály rozšíření jako kategoriální proměnná. Jmenovitě se jednalo o tyto typy areálů:

1. **Holarktický** – druhy, jejichž oblast rozšíření zabírá nejen celou palearktickou oblast ale i oblast nearktickou či alespoň její část.
2. **Eurosibiřský** - druhy rozšířené v Evropě, případně i v Severní Africe, ale hlavně na Sibiři a ve Východní Asii.
3. **Atlantský** – druhy vázané svým rozšířením na Severní Ameriku a především Západní Evropu, případně na severozápadní Afriku.
4. **Evropský** – druhy přítomné pouze v Evropě.
5. **Orientální** – druhy, jejichž výskyt je soustředěn v Přední Asii a jihovýchodní Evropě. Ve Střední Evropě mohou dosahovat západní nebo severozápadní hranici svého rozšíření.
6. **Mediteránní** – druhy s výskytem kolem Středozemního moře, zejména v Severní Africe a také na Blízkém Východě, které pronikají až do Střední Evropy, kde dosahují své severní hranice.

7. *Alpínský* – zde jsou sloučeny druhy s rozšířením alpínským (obývají jen vysoké hory a palearktické oblasti) a boreo-alpínským (vyskytují se jak ve vysokých horách, tak i ve vyšších zeměpisných šířkách palearktické oblasti).

Voltinismus

Počet generací daného druhu v průběhu jedné vegetační sezóny (*sensu* Patočka & Kulfan 2009) byl škálován jako nominální proměnná. V analýzách jsem pracovala se dvěma charakteristikami:

Druhy univoltinní – mají 1 generaci v roce;

Druhy polyvoltinní – kategorie zahrnuje druhy bivoltinní (2 generace za rok) a polyvoltinní (více než 2 generace za rok).

Délka období výskytu imag

Délka období výskytu imag jednotlivých druhů představuje počet měsíců, ve kterých se vyskytují imaga (*sensu* Patočka & Kulfan 2009). Charakteristiku jsem škálovala jako nominální proměnnou.

Délka období výskytu housenek

Délka období výskytu housenek jednotlivých druhů představuje počet měsíců, ve kterých se vyskytuje larvální stadium druhu (*sensu* Patočka & Kulfan 2009). Charakteristiku jsem škálovala jako nominální proměnnou.

Stadium přezimování

Vývojové stadium, ve kterém druh přezimuje (*sensu* Patočka & Kulfan 2009) jsem škálovala jako kategoriální proměnnou, a to v následujících variantách.

O (vajíčko) - motýl přezimuje ve stádiu vajíčka;

H (housenka) – motýl přezimuje ve stádiu housenky;

P (kukla) – motýl přezimuje ve stádiu kukly;

I (imago) – motýl přezimuje ve stádiu imaga.

Life-history housenky

Způsob života housenky (*sensu* Patočka & Kulfan 2009) zahrnuje tyto kategoriální proměnné (pozn. pracovala jsem pouze s údaji pro nedospělé housenky):

L – volně na listech;
Ls – skeletuje anebo dírkuje listy;
Sl – ve spřádených listech;
Fl – na květech a v soukvětích;
S – volně na substrátu;
Cb – ve vaku;
Fr – v plodech a souplodích;
Ga – v hálkách;
Lm – minuje v listech;
Gr – společně ve skupinách;
Nsl – v hnízdech ze spřádených listů, jednotlivé larvy často ve spřádených trubičkách;
Sfl – ve spřádených květech a soukvětích.

Typ potravy housenky

Typ potravy housenek (*sensu* Patočka & Kulfan 2009) byla testována samostatně jako kategoriální proměnná, protože u řady druhů tato charakteristika chybí. Pracovala jsem pouze s údaji pro nedospělé housenky.

Lgw – nízké stromy, keře, keříčky a polokeře;
Bl – listnaté stromy a keře;
Litr – lišejníky nebo řasy na stromech;
Po – rozličná rostlinná potrava (u polyfágů);
He – byliny;
Liro – lišejníky nebo řasy na skalách, kamenech a zdích;
Cf – jehličnaté dřeviny (konifery);
Pd – rostlinný detrit, spadané listí apod.;
Fe – kapradiny;
Li – lišejníky a řasy.

Počet osídlených stanovišť

Předpokládaný výskyt druhů v biotopech byl převzat z Patočky a Kulfana (2009). Z dostupných dat jsem vytvořila dvě charakteristiky (BIOT1 a BIOT2). Nejprve jsem zjistila, kolik typů konkrétních biotopů (viz Stanová & Valachovič 2002) druh skutečně osidluje (ve výsledcích označeno BIOT1). Následně jsem sumu biotopů rozdělila do tzv. skupin biotopů (ve výsledcích označeno BIOT2), které slučují podobná stanoviště, např. kosodřeviny a subalpínské křoviny lze zařadit do skupiny s názvem křovinaté biotopy. Na rozdíl od prve zmíněné proměnné „biotopové vazby“ (Hrubý 1964) tato charakteristika neříká, jaká konkrétní stanoviště druh kolonizuje, ale jak je výběr jeho stanovišť rozmanitý. Mnohdy totiž počet vhodných biotopů neodpovídá míře specializace druhu. Možných skupin biotopů bylo 14 – zevrubný popis viz Patočka a Kulfan (2009). Základní biotopy jsem testovala jako nominální proměnnou.

Řešení fylogenetické příbuznosti

Větvení fylogenetických stromů naznačuje, že jednotlivé druhy nemohou ve statistických analýzách vystupovat jako prosté nezávislé proměnné (Felsenstein 1985; Harvey & Pagel 1991). Harvey & Pagel (1991) uvádí tři důvody, proč jsou si fylogeneticky příbuzné druhy více podobné, (viz nikový konzervatismus, rozdílná adaptivní odpověď a sdílená historie druhů). Stupeň podobnosti mezi druhy je funkcí časového intervalu, po který jedinci sdíleli společnou historii. Tyto faktory způsobují, že residua vysvětlované proměnné nejsou nezávislé s normálním rozdělením a homogenní variancí, proto k statistickému zpracování druhových dat nejsou vhodné regresní analýzy používající metodu nejmenších čtverců. V případě, že při statistické analýze nebudeme brát tyto procesy v úvahu, může dojít k nežádoucí inflaci počtu stupňů volnosti a tím zvýšíme chybu prvního druhu (Harvey & Pagel 1991).

Efekt jednotlivých vysvětlujících proměnných na stupeň ohrožení byl testován pomocí metody zobecněných nejmenších čtverců (GLS). Zobecněné nejmenší čtverce jsou vhodnou metodou, která řeší jak heteroskedasticitu, tak také autokorelaci residuálů pomocí varianční-kovarianční matice. Metoda GLS eliminuje fylogenetickou korelaci mezi druhy tím, že definuje varianci (je rovna součtu délek větví ležících mezi kořenem a koncem daného kladu) a kovarianci (je rovna součtu délek větví které jsou sdíleny oběma taxony) na základě topologie fylogenetického stromu a jeho délek větví (Garland & Ives 2000). Varianční-kovarianční matice GLS modelu byla definována na základě simulací *Brownian motion* modelu (Garland & Ives 2000). *Brownian motion* model simuluje evoluci spojitého znaku pomocí „náhodné procházky“ (evoluční změny jsou na sobě nezávislé, mají normální rozdělení s nulovým průměrem a variancí úměrnou k délce větve). Variancí vypočítanou pomocí *Brownian motion* modelu se váží závislé proměnné. Kovarianční matice řeší možnou mezidruhovou korelaci v rámci vyšších taxonomických skupin.

Pro testování vlivu spojitých proměnných byla použita metoda fylogeneticky nezávislých kontrastů (PIC). Fylogenetické korekce se dosáhne použitím nezávislých kontrastů (Felsenstein 1985). Nezávislé kontrasty se vypočítají jako rozdíl v hodnotách faktoru mezi dvěma sesterskými taxony, vydělených odmocninou sumy délek jejich větví (Grafen 2000). K tomu účelu jsem musela

vytvořit plně dichotomický fylogenetický strom. Nakonec byly nezávislé kontrasty pro stupeň ohrožení fitovány pomocí nezávislých kontrastů pro jednotlivé prediktory. Jako fylogenetické kategorie byly použity: čeleď, podčeleď, rod, druh. Délky větví byly vypočítány Grafenovou metodou (Grafen 1989).

2.3 Popis a škálování ekologických charakteristik živných rostlin

V této části jsou popsány jednotlivé ekologické charakteristiky živných rostlin housenek motýlů. U druhů živících se na více živných rostlinách (polyfágní druh), bylo počítáno s pěti nejběžnějšími druhy rostlin. Znamená to, že s pomocí literatury jsem vzácné druhy vyřadila tak, aby nedošlo ke zkreslení výsledků analýz. Jestliže figurovaly u rostliny pouze rody, bylo kalkulováno s průměrnými hodnotami pro nejhojnější druhy daného rodu. U každé proměnné uvádím jen ty kategorie, se kterými se v analýzách pracovalo.

Životní strategie

Informace o životních strategiích rostlin (viz Grimeova koncepce 1979) jsem získala z internetové databáze BioFlor (www.ufz.de/bioflor/index.jsp 2011). Tato charakteristika byla škálována jako kategoriální proměnná.

C-stratég (konkurenční stratég) - využívají podmínky za malého stresu a malého narušování biomasy při vlivu vysoké konkurence;

R-stratég (ruderalní stratég) - snášejí malý stres, ale odolávají vysokému narušování biomasy;

S-stratég (stres snášející stratég) - snášejí velký stres, avšak za nízkého narušování biomasy;

CR-stratég, CS-stratég, SR-stratég, CSR-stratég – přechodové typy.

Začátek kvetení a konec kvetení

Měsíce začátku a konce kvetení jsem čerpala z internetové databáze BioFlor (www.ufz.de/bioflor/index.jsp 2011) a škálovala je jako nominální proměnné.

Tolerance k pastvě a tolerance k seči

Údaje o toleranci živné rostliny k pastvě nebo seči jsem převzala z internetové databáze BioFlor (www.ufz.de/bioflor/index.jsp 2011). Dané charakteristiky byly škálovány jako nominální proměnné.

- 1 - netolerantní k seči/pastvě;
- 2 - mezi 1 a 3 (netolerantní až citlivé k seči/pastvě);
- 3 - citlivé k seči/pastvě;
- 4 - mezi 3 a 5 (citlivé až středně tolerantní k seči/pastvě);
- 5 - středně tolerantní k seči/pastvě;
- 6 - mezi 5 a 7 (středně tolerantní až tolerantní k seči/pastvě);
- 7 - tolerantní k seči/pastvě;
- 8 - mezi 7 a 9 (tolerantní až velmi tolerantní k seči/pastvě);
- 9 - velmi tolerantní k seči/pastvě.

Životní forma

Životní formy (viz Raunkierova klasifikace 1934) živných rostlin byly převzaty z Ellenberga (2001). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako kategoriální proměnná. Pracovala jsem s následujícími charakteristikami (podrobný popis viz Raunkier 1934): **A** (akvafyty); **T** (T1-jednoleté terofyty, T2-dvouleté terofyty); **H** (hemikryptofyty); **G** (geofyty); **Cb** (bylinné chamefyty); **Cd** (dřevnaté chamefyty); **Fk** (křovinné fanerofyty); **Fs** (stromové fanerofyty).

Půdní vlhkost

Tolerance druhu rostliny k půdní vlhkosti byla převzata z Jurka (1990). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná.

- 1 – velmi suché půdy;
- 2 – suché půdy;
- 3 – svěží půdy;
- 4 – vlhké půdy;
- 5 – mokré půdy.

Půdní reakce

Tolerance druhu rostliny k aciditě půdy byla převzata z Jurka (1990). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná. Pokud byly hodnoty půdní vlhkosti, reakce a dusíku uvedeny jako rozdíl více kategorií např. 2–4, znamenalo to, že druhy jsou neutrální, bez specifických požadavků. Rozmezí hodnot mezi dvěma kategoriemi např. 2–3 znamená, že druh má širší nároky a vyhovuje mu kategorie 2 stejně jako kategorie 3. Hodnota např. 2/3 vyjadřuje

hodnotu mezi 2 až 3, tedy 2,5. Pro potřeby statistického vyhodnocení jsem takovéto hodnoty zprůměrovala.

- 1 – velmi kyselé půdy (pH < 4,5);
- 2 – kyselé půdy (pH 4,5 – 5,5);
- 3 – slabě kyselé půdy (pH 5,5 – 6,5);
- 4 – neutrální půdy (pH 6,5 – 7,5);
- 5 – bazické půdy (pH > 7,5).

Půdní dusík

Tolerance druhu rostliny k množství dusíku v půdě byla převzata z Jurka (1990). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná.

- 1 – velmi chudé půdy;
- 2 – chudé půdy;
- 3 – středně zásobené půdy;
- 4 – bohaté půdy;
- 5 – velmi bohaté půdy.

Fenofáze kvetení

Fenofáze kvetení živné rostliny byla převzata z Jurka (1990). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná.

- 1 – předjaří (3. dekáda února–1. dekáda dubna);
- 2 – začátek jara (3. dekáda března–1. dekáda května);
- 3 – plné jaro (3. dekáda dubna–1. dekáda června);
- 4 – konec jara–začátek léta (3. dekáda května–2. dekáda července);
- 5 – plné léto (3. dekáda června–2. dekáda srpna);
- 6 – pozdní léto–začátek podzimu (3. dekáda července–2. dekáda září);
- 7 – podzim (3. dekáda srpna a později).

Dominance

Množství jedinců v místě výskytu. Hodnoty byly převzaty z Ellenberga (2001). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná.

- 1 – velmi izolovaný, jen jeden nebo několik jedinců rostlin;
- 2 – izolovaný, mezi 1 a 3;
- 3 – v malých skupinách nebo izolovaně;
- 5 – vždy ve skupinách, ale dominující jen výjimečně;
- 7 – často dominující nebo ve velkých skupinách;
- 9 – téměř vždy dominující nebo ve velkých skupinách.

Frekvence ve čtvercích¹

Frekvence rostlinného druhu ve čtvercové síti 10×10 km. Pokrytí je uvedeno v procentech z celkové hodnoty. Hodnoty byly převzaty z Ellenberga (2001). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná.

- 1 – extrémně vzácný, jen v několika čtvercích;
- 2 – velmi vzácný, do 1 %;
- 3 – vzácný, do 5 %;
- 4 – mírně vzácný, do 10 %;
- 5 – ani vzácný ani hojný, do 25 %;
- 6 – mírně hojný, mezi 5 a 7;
- 7 – hojný, ale ne všude, do 50 %;
- 8 – velmi hojný, do 75 %;
- 9 – téměř všude, chybí jen v několika čtvercích.

Teplota

Tolerance živné rostliny k vysokým či nízkým teplotám na stanovištích byla škálována jako nominální proměnná. Výskyt v teplotních stupních od Arktidy a Středozemního moře a od alpínského stupně do nížin. Hodnoty teplotního optima jsem převzala z Ellenberga (2001). Za hodnotu *x* (indiferentní nebo velmi variabilní chování) byla dosazena průměrná hodnota.

- 1 – indikátor chladných podmínek, nachází se jen ve vysokých horách (nebo v boreálních či arktických oblastech), nejvíce v alpínském a niválním stupni;
- 3 – indikátor chladných podmínek, hlavně subalpínský;
- 5 – indikátor teplejších podmínek, od nížin do hor, ale zvláště v submontáních a mírných oblastech;
- 7 – teplomilný rostlinný druh, v teplých nížinách a kolinním stupni;
- 9 – indikátor extrémně teplých podmínek, rozšířený od Středozemního moře jen do teplejších míst Rýnského údolí.

1 Frekvence rozšíření jednotlivých druhů rostlin byla stanovena pro oblast západní Evropy (Ellenberg 2001), tzn. nekryje se s vymapováním pídálek ČR a Slovenska (Patočka & Kulfan 2009). Pro ČR a Slovensko obdobné mapování trendu ve výskytu rostlin doposud nebylo provedeno, proto používám hodnoty stanovené Ellenbergem (2001) s vědomím toho, že tyto trendy nemusí v absolutním hodnocení odpovídat situaci pro střední, resp. východní Evropu. Výpověď o korelaci trendů v populacích rostlin a motýlů považuji za natolik zásadní a současně předpokládám, že v hrubých rysech budou trendy vymírání rostlin v západní a střední Evropě podobné a hodnoty Ellenberga v dané souvislosti považuji za relevantní.

Tendence ke změně²

Stupeň schopnosti změny frekvence a hodnota narůstání míst uvnitř 10×10 km čtvercové sítě během posledních 10 až 20 let. Hodnoty byly převzaty z Ellenberga (2001). Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná. Údaje z Ellenberga, který je získal vlastním pozorováním v Německu, jsem použila, protože pro ČR nejsou k dispozici. Trendy jsou obdobné v celé Evropě.

- 1 – vymizel nebo skoro vymizel a i nadále výskyt klesá;
- 2 – mezi 1 a 3;
- 3 – vymizel, ale ne všude;
- 5 – nezměněný, alespoň pokud jde o frekvenci;
- 7 – rozšiřující se nebo se občas prudce šíří;
- 9 – rychle se rozšiřující nebo se často prudce šíří.

Intenzita ozáření³

Tolerance rostliny k relativní intenzitě ozáření (r.i.= *irradiance intensity*) v čase kdy jsou opadavé rostliny olistěny. Hodnoty intenzity ozáření druhů rostlin byly převzaty z Ellenberga (2001). Údaje, které autor uváděl v závorkách, se vztahovaly k semenáčkům v lesním podrostu. Pro statistické testování jsem takovéto údaje nepoužila. Daná ekologická charakteristika byla škálována jako nominální proměnná.

- 1 – rostliny v hlubokém stínu, ozáření může být menší než 1 %, zřídka více než 30 % r.i.;
- 2 – mezi 1 a 3;
- 3 – stínomilné rostliny, většinou méně než 5 % r.i., ale také na světlejších místech;
- 4 – mezi 3 a 5;
- 5 – polostínomilné rostliny, vzácně na plném světle, ale obecně na místech s více než 10 % r.i.;
- 6 – mezi 5 a 7;
- 7 – rostliny na dobře osvětlených místech, ale mohou se vyskytovat i v částečném stínu;
- 8 – světlomilné rostliny, vzácně se vyskytují na místech s osvětlením menším než 40 % r.i.;
- 9 – rostliny v plném světle, většinou se nacházejí v plném světle; zřídka s méně jak 50 % r.i.

2 Srovnej pozn. 1

3 Srovnej pozn. 1

2.4 Analýza dat

Data byla zpracovávána v programu R 2.10. Pomocí metody *stepwise selection* jsem na základě nejmenšího AIC (=Akaike's information criterion) vybrala nejvíce parsimonní kombinaci faktorů a jejich transformace (lineární, kvadratická, kubická), které nejlépe vysvětlují danou variabilitu dat. Tato kombinace faktorů byla testována modelem bez fylogenetické korekce i modelem, kde byla zohledněna fylogenetická příbuznost mezi druhy.

Nejprve byl vliv jednotlivých vysvětlujících proměnných a jejich interakcí, fitován pomocí GLM (zobecněný lineární model) s Poissonovým rozdělením a link funkcí log s kontrolou pro *overdispersion*. Průkaznost jednotlivých faktorů byla analyzována F testem, z důvodu robustnosti testu vůči over-disperzi. Pro zjištění nezávislého efektu každého faktoru byla použita *type II ANOVA* (analýza variance). Vlastnosti modelu byly zkoumány pomocí analýzy reziduálů (viz přílohy č. 1 a 2).

Jako nejvhodnější analýza řešící fylogenetickou příbuznost byla vybrána metoda (GLS) zobecněných nejmenších čtverců, která váží data pomocí varianční-kovarianční matice (Garland & Ives 2000). Další vhodnou metodou pro analýzu dat, byla použita metoda fylogeneticky nezávislých kontrastů (PIC), kde jsou rozdíly v hodnotách faktoru mezi dvěma sesterskými skupinami váženy odmocninou sumy délek jejich větví (Felsenstein 1985).

Mnohorozměrná ordinační analýza mi umožnila rozdělit (kategorální proměnnou) biotopy podle největšího gradientu variability. Pro vysvětlení gradientu byly použity proměnné nejlépe korelující s kanonickými osami. Skóre vzorků prvních dvou os byly použity jako hodnoty vysvětlující proměnné (tj. hodnoty proměnné, kterou jsem nazvala „zapojenost“). První ordinační osa rozdělovala biotopy na stepní a lesní a druhá osa na biotopy vlhké a suché. Pro homogenní data byla použita PCA analýza, průkaznost obou os byla stanovena Monte-Carlo permutačním testem. Byla provedena standardizace pomocí směrodatné odchylky, jako způsob znázornění dat v prostoru byl použit *correlation biplot*.

3. Výsledky

Cílem diplomové práce je stanovit ekologické charakteristiky (a jejich kombinace) motýlů a živných rostlin, které nejlépe předpovídají změny rozšíření píd'alek.

Testovala jsem a navzájem srovnávala ekologické charakteristiky motýlů a jejich živných rostlin, abych našla nevhodnější prediktory ohrožení píd'alek.

Co se týče ekologických vlastností píd'alek, vyšla nejprůkazněji kombinace vysvětlujících hodnot *rozšíření ~ zoogeografická příslušnost + zapojenost + BIOT1 + BIOT2 + počet generací* (AIC= 1599). Celková vysvětlená variabilita modelem je 14 %

U ekologických vlastností rostlin nevyšla průkazně žádná kombinace vysvětlujících hodnot. Znamená to, že ohrožení predikují lépe jednotlivé proměnné než jejich kombinace. Celková vysvětlená variabilita modelem je 4 %

3.1 Ekologické charakteristiky motýlů a jejich vztah k rozšíření

Testovala jsem 10 charakteristik píd'alek (viz metodika) vzhledem k jejich rozšíření. Na ohrožení druhů měly prokazatelný vliv 4 vlastnosti (zoogeografická příslušnost, zapojenost stanoviště, počet osídlených biotopů a skupin osídlených biotopů). Vliv proměnných voltinismus, délka období výskytu housenek, délka období výskytu imag, stádium přezimování, life-history housenek a typ potravy housenek nebyl průkazný na hladině významnosti $p < 0,05$. Dále v detailu uvádím jen ty charakteristiky, které měly na rozšíření píd'alek průkazný vliv.

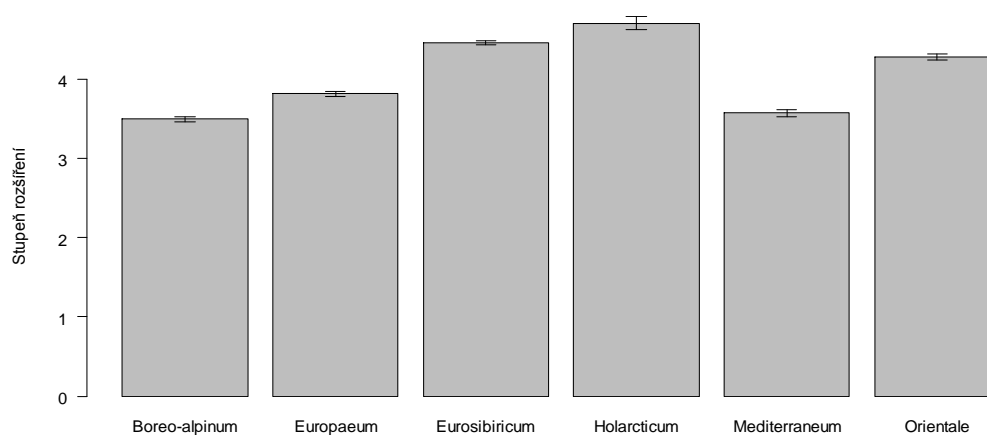
Zoogeografická příslušnost

Graf (obr. 1) ukazuje zoogeografickou příslušnost druhů píd'alek a jejich rozšíření. Nejvíce ohrožené jsou druhy s areálem rozšíření v boreoalpinské a mediteránní oblasti. V případě boreoalpinských druhů jde o motýly vzácné a často endemické, vázané jen na nejvyšší pohoří v Evropě. Druhy mediteránní mají centra rozšíření v oblasti kolem Středozemního moře a k nám zasahují pouze okrajově.

Také evropské druhy jsou náchylné k ohrožení. Nejméně ohrožené jsou druhy rozšířené v holarktické a eurosibiřské oblasti (viz tab. 1).

Tabulka 1 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi zoogeografickou příslušností a stupněm rozšíření motýlů.

	Stupně volnosti	Deviance	Reziduální stupně volnosti	Reziduální deviance	F-testové kritérium	P
NULL			412	159,23		
Zoogeografická příslušnost	5	24,05	407	177,44	10,94	<0,001



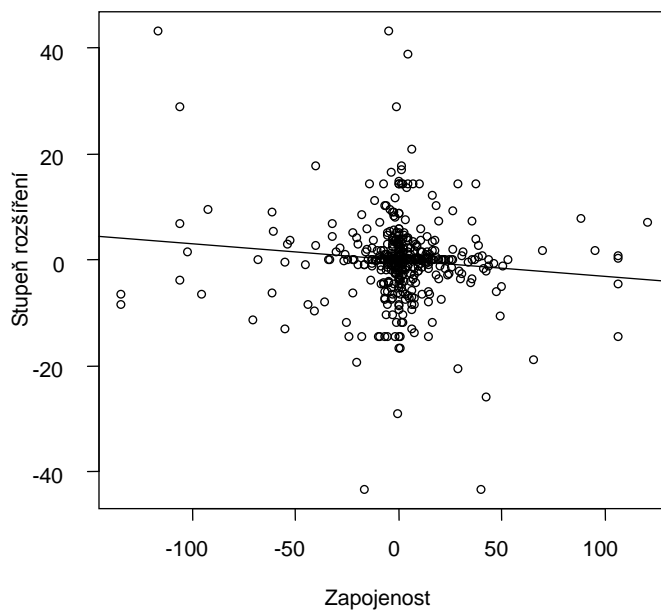
Obrázek 1 Jednofaktorová ANOVA porovnávající míru rozšíření motýlů v různých zoogeografických oblastech rozšíření. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.

Zapojenost

Druhy, které osidlují zapojená stanoviště (lesy, křoviny, lesní okraje) jsou ohroženy více než druhy s vazbou na otevřená stanoviště (viz tab. 2, obr. 2).

Tabulka 2 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi zapojením stanoviště a stupněm rozšíření motýlů.

	Stupně volnosti	Deviance	Reziduální stupně volnosti	Reziduální deviance	F-testové kritérium	P
NULL			412	159,23		
Zapojenost	1	4,41	406	161,53	22,12	<0,001



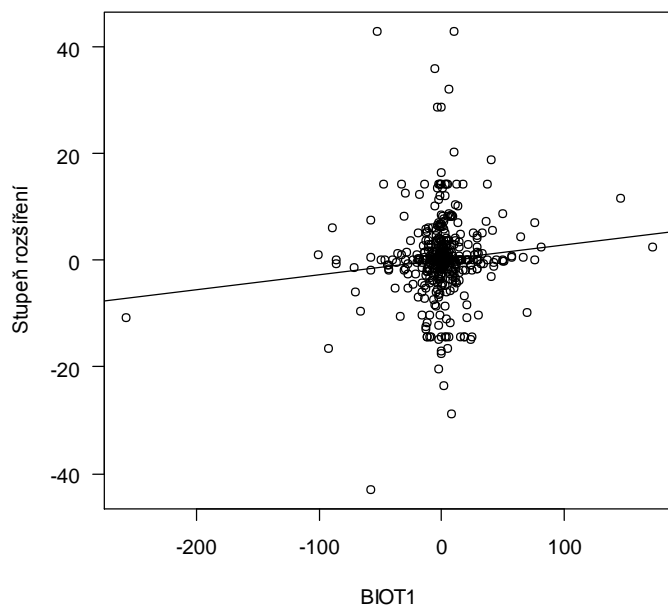
Obrázek 2 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na zapojení stanoviště. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.

Počet osídlených stanovišť

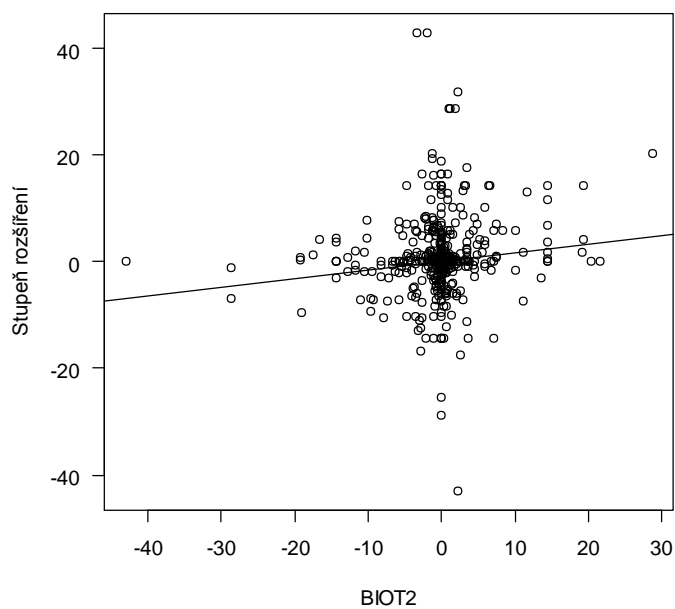
Provedené analýzy ukázaly, že počet osídlených stanovišť lze použít k predikci rozšíření motýlů. Vliv má jak množství biotopů, tak i počet skupin biotopů, které je druh schopen osídlit. Ohrožené druhy motýlů kolonizují nižší počet biotopů a také nižší počet skupin biotopů. Naopak rozšířené, hojně druhy motýlů osidlují větší množství biotopů a skupin biotopů (viz tab. 3, obr. 3, 4).

Tabulka 3 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi počtem osídlených biotopů a skupin biotopů a stupněm rozšíření motýlů.

	Stupně volnosti	Deviance	Reziduální stupně volnosti	Reziduální deviance	F-testové kritérium	P
NULL			412	159,23		
Biot 1	1	12,96	405	165,76	19,47	<0,001
Biot 2	1	14,58	404	163,60	17,29	<0,001



Obrázek 3 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na počtu osídlených biotopů. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.



Obrázek 4 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na počtu skupin osídlených biotopů. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.

3.2 Ekologické charakteristiky živných rostlin a jejich vztah k rozšíření

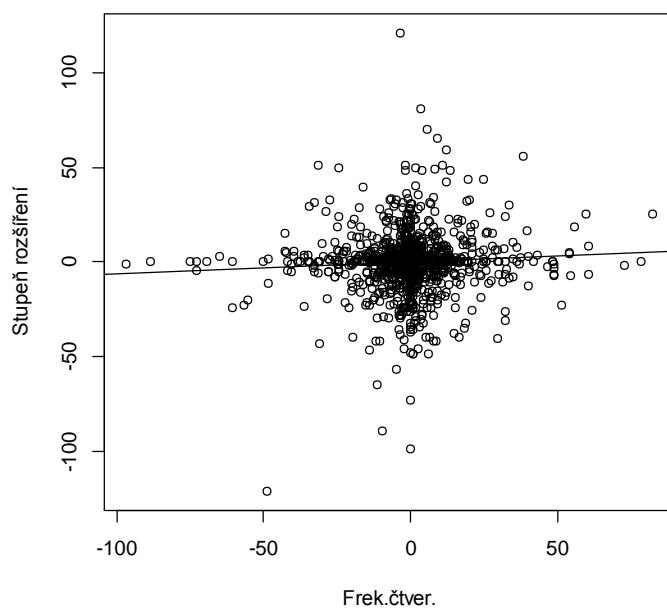
Statisticky jsem testovala 15 charakteristik živných rostlin (podrobně rozebrány v metodice) vzhledem k rozšíření. Na rozšíření druhů měly prokazatelný vliv dvě charakteristiky (frekvence druhu ve čtvercích a konec kvetení). Další proměnné (životní strategie, začátek kvetení, tolerance k pastvě, tolerance k seči, životní forma, půdní vlhkost, půdní reakce, půdní dusík, fenofáze kvetení, dominance, teplota, tendence ke změně, intenzita ozáření), jejichž vliv nebyl průkazný na hladině významnosti $p < 0,05$ ve výsledcích neuvádím.

Frekvence ve čtvercích

Testovaná proměnná má průkazný vztah k míře rozšíření motýlů. Ukazuje se, že více ohrožen bude druh s vazbou na živnou rostlinu, která zabírá ve čtverci malou plochu, tedy druhy vzácnější s menší abundancí. Píďalky s vazbou na hojně a rozšířené druhy rostlin jsou pak ohroženy méně (viz tab. 4, obr. 5).

Tabulka 4 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi frekvencí rostlinného druhu ve čtvercích a stupněm rozšíření motýlů.

	Stupně volnosti	Deviance	Reziduální stupně volnosti	Reziduální deviance	F-testové kritérium	p
NULL			1174	476,86		
Frekvence ve čtvercích	1	8,87	1173	483,54	133,97	<0,001



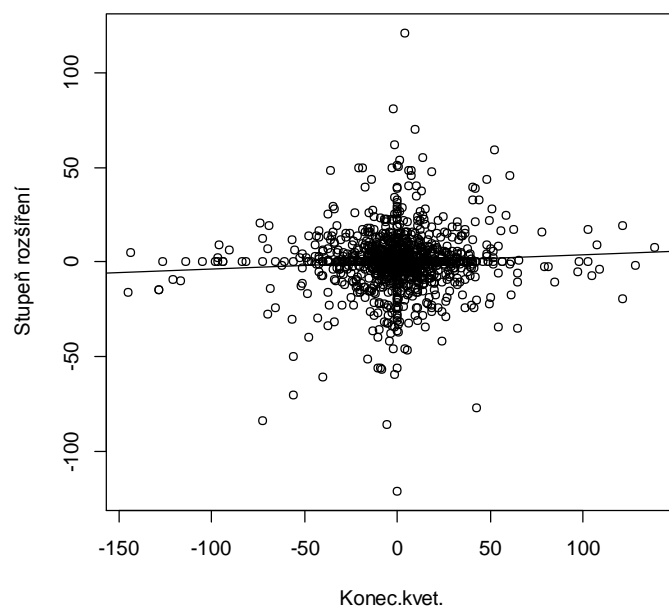
Obrázek 5 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na frekvenci rostlin ve čtvercové síti. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.

Konec kvetení

Proměnná konec kvetení má průkazný vliv na rozšíření. Ukazuje se, že píďalky s vazbou na rostlinné druhy, které odkvétají dříve, jsou ohroženy více než píďalky vázané na později odkvétající rostliny (viz tab. 5, obr. 6).

Tabulka 5 Analýza deviance pro GLM model hodnotící vztah mezi koncem kvetení živné rostliny a stupněm rozšíření motýlů.

	Stupně volnosti	Deviance	Reziduální stupně	Reziduální deviance	F-testové kritérium	P
NULL			1174	476,86		
Konec kvetení	3	9,29	1170	484,65	606,96	<0,001



Obrázek 6 GLM model ukazující závislost stupně rozšíření motýlů na konci kvetení živné rostliny. Stupeň rozšíření je predikován pomocí GLS modelu.

4. Diskuse

Provedené statistické analýzy ukazují na vztahy mezi ekologickými charakteristikami motýlů a ekologickými charakteristikami živných rostlin vzhledem k rozšíření píd'alek. Rozšíření píd'alek můžeme do značné míry ztotožnit s mírou jejich ohrožení. Mezi ekologické vlastnosti motýlů, které předpovídají ohrožení druhů nejlépe, patří především zoogeografická příslušnost, zapojenost stanoviště a počet druhem osídlených stanovišť. Z vlastností živných rostlin motýlů se jako nejvhodnější jeví frekvence živné rostliny ve čtvercové síti floristického mapování Slovenska a doba odkvětu rostliny. Výsledky analýz se z větší části shodují s výsledky mé bakalářské práce, kde jsem studovala skupinu denních motýlů (Pavlátová 2009).

K samotné predikci ohrožení je na místě počítat s tím, že jediný ekologický znak nemusí být pro predikci dostačující. Pro správnou predikci se naopak ukazuje jako významná vzájemná kombinace více ekologických charakteristik (Mattila *et al.* 2006). Díky těmto charakteristikám lze alespoň schematicky předpovědět status ohrožení jednotlivých druhů motýlů.

Zoogeografická příslušnost versus zapojenost

Zoogeografická příslušnost a zapojenost stanoviště průkazně ovlivňují ohrožení píd'alek. Primárně ohrožené se jeví druhy s mediteránní a borealpinní příslušností, tedy *de facto* druhy stanovišť otevřených. Při studiu proměnné biotopová vazba, byla konstituována nová proměnná zapojenost a tato predikuje jako ohroženější naopak druhy stanovišť zapojených (lesních). Obě testované proměnné (viz zoogeografická příslušnost a zapojenost) tedy predikují zdánlivě opačný trend.

Ohrožení herbivorů spojené s jejich vazbou na otevřená stanoviště

Provedená studie na píd'alkách potvrzuje předpoklad, že nejvýznamnějšími stanovišti ohrožených motýlů jsou otevřená stanoviště (na ně je vázána více jak polovina ohrožených druhů). Ke stejným závěrům došla řada autorů (Van Swaay & Warren 1999; Sheerve *et al.* 2001; Conrad *et al.* 2004; Franzen & Johannesson 2007; aj.), prakticky všechny výzkumy se týkaly denních motýlů primárně vázaných na bezlesí.

Mediterránní druhy jsou recentně rozšířené v oblasti kolem Středozemního moře. Území ČR a SR rekolonizovaly poté, co střední Evropu musely opustit během glaciálu ve čtvrtohorách (Hewitt 1999), a zasahují tady pouze okrajem areálu (Brown 1984). Druhy jsou vázány vesměs na biotopy s vyšším teplotním požitkem. Zpravidla jde o lokality bez zapojené vegetace (stepi, krátkostébelné trávníky a skalní výstupy, ale také lesostepi a křovinaté biotopy). Ve střední Evropě se jedná o poměrně nová stanoviště, přesto však mezi bezobratlými představují druhově nejbohatší biotopy (Poschlod & WallisDeVries 2002; Van Swaay 2002) a především suché a stepní trávníky jsou považovány za hotspots regionální biodiverzity (Cremene *et al.* 2005).

Zhoršení stavu výše zmíněných stanovišť vyvrcholilo ve druhé polovině 20. století. Příčinou poklesu rozmanitosti biotopů a posléze druhů je rychlý hospodářský rozvoj, intenzifikace zemědělství, a lesnická expanze (Van Swaay & Warren 1999; Warren *et al.* 2001; Woodcock *et al.* 2008), ale také opuštění stanovišť a následná sukcese (Balmer & Erhardt 2000; Cremene *et al.* 2005) a jejich fragmentace (Baur & Erhardt 1995; Goverde *et al.* 2002 Baur *et al.* 2005). Odklon od tradičních forem hospodaření a značně snížil počty bezobratlých (Konvička *et al.* 2005). Vymírání byla zaznamenána u motýlů (Beneš *et al.* 2002), brouků např. Meloidae (Vrabec 2005) a u mnoha dalších skupin herbivorů (Farkač *et al.* 2005).

Ohrožení boreoalpinních druhů je vesměs dáno jejich reliktním původem a výskytem na reliktních izolovaných stanovištích. Možné hrozby představují především ztráta vhodných stanovišť díky zásahům člověka nebo oteplování klimatu a následné posuny vegetačních stupňů. (Mikkola 1997; Virtanen & Neuvonen 1999).

Ohrožení herbivorů spojené s jejich vazbou na zapojená stanoviště

Jak už jsem výše uvedla, ohrožené druhy denních motýlů jsou svázány především s otevřenými stanovišti. Došla jsem však k překvapivému závěru, že píďalky vykazují podobný trend a také inklinují k „otevřeným stanovištím“ v rámci lesa.

Mé zjištění lze vysvětlovat požadavky druhů na mozaiku osluněných plošek a stinných porostů uvnitř lesa. Ekoos *et al.* (2010), při studiu Finských motýlů zjistil, že rozmanitost „nelesních“ motýlů ovlivňuje velkou měrou přeměna různorodé krajiny v zemědělskou půdu. K podobným výsledkům došli i další autoři, u brouků např. Nilsson (1992) nebo Čížek *et al.* (2012), u pavouků - Schmidt *et al.* (2008).

Homogenizace prostředí ale vede i k ohrožení lesních druhů, např. Ranius & Nicklas (2000). Jak upozorňuje Konvička et al. (2006), na vině je hlavně zánik tradičních způsobů pěstování lesa. Řada ohrožených lesních bezobratlých vyžaduje nízké a střední lesy s otevřenými ploškami a prosvětlenými lesními okraji. Na území bývalého Československa zatím stále dominují vysokokmenné monokulturní porosty dřevin (www.uhul.cz/zelenazprava/2010/zz2010.pdf 2010), které však nejsou pro mnohé druhy bezobratlých akceptovatelným životním prostředím. V důsledku toho nevznikají otevřené plošky, klíčové pro mnoho ohrožených lesních bezobratlých. Z prve zmíněného plyne skutečnost, že motýlům a vlastně i dalším herbivorům jde především o prostorovou strukturu stanovišť, míru heterogenity vegetační mozaiky nebo rozmístění vegetačních jednotek (Beneš *et al.* 2002). Prosperita píd'alek respektive herbivorů tak značně závisí na existenci lesů bohatých na světliny a otevřené plochy. Nároky herbivorů mohou splňovat rozvolněné, nízkokmenné, prosvětlené lesy typu výmladkových lesů a pařezin, široké osluněné lesní okraje, lemy lesních cest apod.

Vlastnosti živných rostlin a jejich vztah k ohrožení motýlů

Také ekologické vlastnosti živných rostlin mohou plnit funkci prediktorů ohrožení motýlů. Z výsledků analýz je patrné, že méně ohrožené druhy píd'alek jsou vázány na rostlinné druhy, které jsou na stanovištích silně frekventované a kvetou brzy na jaře.

Motýli jsou do značné míry ovlivňováni nikoliv pouze distribucí (Quinn *et al.* 1998), ale i frekvencí výskytu živných rostlin. Podobné výsledky zaznamenal Niemela *et al.* (1982) ve Finsku, který zjistil, že frekvence motýlů pozitivně koreluje s frekvencí jejich živných rostlin a to u všech růstových forem rostlin.

Většímu ohrožení jsou vystaveny druhy s vazbou na rostliny kvetoucí na počátku vegetační sezóny. Jedná se hlavně o časné druhy efemer na stepích a jarních bylin v lesním podrostu. Ty se snaží využít maximum slunečního záření k růstu dřív, než se podmínky na stanovišti zhorší. Trnka, který se ve své bakalářské práci zabýval studiem nosatců (Curculionoidea) označil za ohroženější druhy s vazbou na pozdě kvetoucí rostliny (Trnka 2010). Nieminen (1996) ve své studii věnované mūrám zjistil, že méně ohrožené jsou druhy s vazbou na trvalky a jehličnany, protože představují stabilnější zdroje než jednoleté druhy rostlin a listnáče. Na rozdíl

od mých výsledků považuje Nieminen (1996) a někteří další autoři např. Cornell & Hawkins (1994) ekologické vlastnosti rostlin za významnější prediktory ohrožení herbivorů než ekologické vlastnosti motýlů.

Zhodnocení pro aplikovanou ochranu přírody

Existence ohrožených druhů na nelesních i lesních biotopech je závislá na vhodném managementu člověka. Díky tradičnímu lesnímu hospodářství v lesích dřív koexistovala proměnlivá mozaika stinných porostů a bezlesí (Warren & Key 1991; Swaay & Warren 1999), ale se zánikem někdejších hospodářských praktik řídké lesní porosty s rozvolněnou strukturou zmizely. Ochrana píd'alek a dalších lesních druhů světlinových bezobratlých je možná alespoň místním návratem k výmladkovým formám hospodaření, lesní pastvě, rozšiřování lemů lesních cest apod. (Konvička *et al.* 2006). Výsledky této diplomové práce rozšiřují pohled na ochranu píd'alek a dalších lesních herbivorů a podporují diskusi na téma návrat k tradičnímu managementu lesů.

5. Souhrn

Tato diplomová práce se zabývá predikcí ohrožení píd'alek (herbivorů) pomocí ekologických charakteristik druhů a jejich živných rostlin. Výsledky lze shrnout do následujících bodů:

1. Ekologické charakteristiky motýlů mohou determinovat změny v rozšíření a potažmo ohrožení motýlů. Nejvhodnějšími prediktory jsou zoogeografická příslušnost, zapojenost stanoviště, počet osídlených biotopů a skupin osídlených biotopů a voltinismus.
2. Ekologické charakteristiky živných rostlin motýlů mohou determinovat změny v rozšíření a ohrožení motýlů. Nejvhodnějšími prediktory jsou frekvence rostlinného druhu ve čtvercích a začátek kvetení rostliny.
3. Významnějšími prediktory ohrožení motýlů je třeba hledat mezi charakteristikami motýlů. Charakteristiky živných rostlin, ačkoliv nejsou statisticky tak významné, predikci ohrožení píd'alek však podstatně napomáhají.

6. Literatura

- BALMER O., ERHARDT A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practises. *Conservation Biology* 14: 746-757.
- BAUR B., ERHARDT A. (1995): Habitat fragmentation and habitat alteration: principle threats to many animal and plant species. *Gaia* 4: 221-226.
- BAUR B., CORAY A., MINORETTI N., ZSCHOKKE S. (2005): Dispersal of the endangered flightless beetle *Dorcadion fuliginator* (Coleoptera: Cerambycidae) in spatially realistic landscapes. *Biological Conservation* 124: 49-61.
- BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLÍČKO A., VRABEC V., WEIDENHOFFER Z. [ed.] (2002): *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II.* SOM, Praha.
- BROWN J. H. (1984): On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 124: 255–279.
- CONRAD K. F., WOIWOD I. P., PARSONS M., FOX R., WARREN M. S. (2004): Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of insect conservation* 8: 119-136.
- CORNELL H. V., HAWKINS B. A. (1994): Survival patterns and mortality sources of herbivorous insect: some demographic trends. *The American naturalist* 145: 563-593.
- CREMENE C., GROZA G., RAKOSY L., SCHILEYKO A. A., BAUR A., ERHARDT A., BAUR B. (2005): Alterations of Steppe-Like Grasslands in Eastern Europe: a Threat to Regional Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology* 19: 1606-1618.
- ČÍŽEK L., HAUCK D., POKLUDA P. (2012): Contrasting needs of grassland dwellers: habitat preferences of endangered steppe beetles (Coleoptera). *Journal of insect conservation* 16: 281-293.
- DENNIS H. L. R., HODGSON G. J., GRENYER R., SHREEVE G. T., ROY B. D. (2004): Host plants and butterfly biology. Do host-plant strategies drive butterfly status? *Ecological Entomology* 29: 12-26.
- EBERT G. [ed.] (2001): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 8: Nachtfalter VI, Geometridae.* Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

- EBERT G. [ed.] (2003): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 9: Nachtfalter VII, Geometridae. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- EKROOS J., HELIÖLÄ J., KUUSSAARI M. (2010): Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47: 459-467.
- ELLENBERG H., WEBER E. H., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Erich Golge GmbH & CoKG, Göttingen.
- EMMET A. M., HEATH J. (1990): The Moths and Butterflies of Great Britain and Ireland. Blackwell Scientific, UK.
- FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M. (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- FRANZEN M., JOHANNESSON M. (2007): Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation* 11: 367-390.
- FELSENSTEIN J. (1985): Phylogenies and the Comparative Method. *The American Naturalist* 125: 1-15.
- GARLAND T., IVES A. R. (2000): Using the Past to Predict the Present: Confidence Intervals for Regression Equations in Phylogenetic Comparative Methods. *The American Naturalist* 155: 346-364.
- GOVERDE M., SCHWEIZER K., BAUR B., ERHARDT A. (2002): Small-scale fragmentation affects pollinator behaviour: Experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. *Biological Conservation*, 104: 293–299.
- GRAFEN A. (1989): The Phylogenetic Regression. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 326: 119-157.
- GRIME J. P. (1979): Plant strategies & vegetation processes. Wiley, New York.
- HARVEY, P. H., PAGEL M. D. (1991): The Comparative Method in Evolutionary Biology. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, Oxford.
- HAUSMANN A. (2001): The Geometrid Moths of Europe. Vol. 1, Introduction: Archieaerinae, Orthostixinae, Desmobathrinae, Alsophilinae, Geometrinae. Apollo Books. Sentrup.

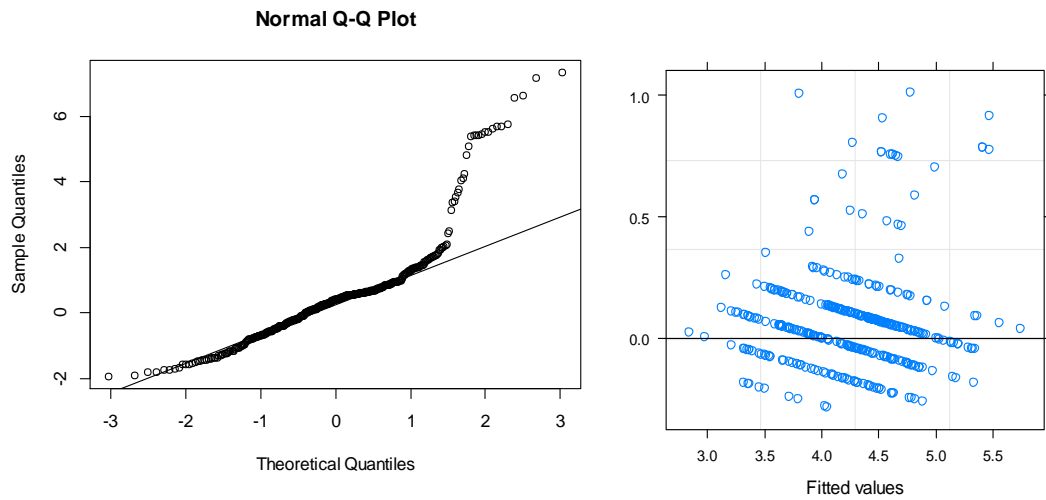
- HAUSMANN A. (2004): *The Geometrid Moths of Europe: Sterrhinae*. Vol. 2. Apollo Books. Sentrup.
- HEWITT G. M. (1999): Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 87 – 112.
- HOEKSTRA J. M., BOUCHER T. M., TAYLOR H., RICKETTS T. H., ROBERTS C. (2005): Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8: 23–29.
- HRUBÝ K. (1964): *Prodromus lepidopter Slovenska*. SAV. Bratislava.
- JURKO A. (1990): *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Príroda, Bratislava.
- KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L. (2005): *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc.
- KONVIČKA M., ČÍŽEK L., BENEŠ J. (2006): *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc.
- KOTIAHO J. S., KAITALA V., KOMONEN A., PÄIVINEN, J. (2005): Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 102: 1963-1967.
- LAŠTŮVKA Z. (1998): *Seznam motýlů České a Slovenské republiky*. Lepidoptera. Konvoj, Brno.
- LERAUT P. (2009): *Moths of Europe: Geometrid moths*. Volume 2. N. A. P. Editions. Paris.
- MATTILA N., KAITALA V., KOMONEN A., KOTIAHO S. J., PAIVINEN J. (2006): Ecological determinants of distribution decline and risk of extinction in moths. *Conservation Biology* 20: 1161-1168.
- MATTILA N., KOTIAHO S. J., KAITALA V., KOMONEN A. (2008): The use of ecological traits in extinction risk assessments: A case study on geometrid moths. *Biological conservation* 141: 2322-2328.
- MIKKOLA K. (1997): Population trends of Finnish lepidoptera during 1961-1996. *Entomologica Fennica* 8: 121-143.
- MIRONOV V. (2003): *The Geometrid Moths of Europe*. Vol. 4, Larentiinae II. Apollo Books. Sentrup.

- NIEMELA P., TAHVANAINEN J., SORJONEN J., HOKKANEN T., NEUVONEN S. (1982): The influence of host plant growth form and phenology on the life strategies of Finnish macrolepidopterous larvae. *Oikos* 39: 164-170.
- NIEMINEN M. (1996): Risk of population extinction in moths: effect of host plant characteristics. *Oikos* 76: 475-484.
- NILSSON S. G. (1997): Forests on the temperate-boreal transition-natural and man-made features. *Ecological Bulletins* 46: 61-71.
- ÖCKINGER E., SCHWEIGER O., CRIST T. O., DEBINSKI D. M., KRAUSS J., KUUSSAARI M., PETERSEN J. D., PÖYRY J., SETTELE J., SUMMERVILLE K. S., BOMMARCO R. (2010): Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology letters* 13: 969-979.
- PATOČKA J., KULFAN J. (2009): *Motýle Slovenka (bionómia a ekológia)*. Veda, Bratislava.
- PAVLÁTOVÁ M. (2009): Interakce ekologických charakteristik denních motýlů (Rhopalocera) a jejich živných rostlin v kontextu vymírání motýlů. Bakalářská práce, Katedra Ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc.
- POSCHLOD P., WALLIS DE VRIES M. F. (2002): The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361-376.
- QUINN R. M., CASTON K. J., ROY D. B. (1998). Coincidence in the distributions of butterflies and their foodplants. *Ecography* 21: 279–288.
- RANIUS T., NICKLAS J. (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological conservation* 95: 82-94.
- RAUNKIAER C. Ch. (1934): *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press, Oxford.
- REIPRICH A. (2001): Triedenie motýľov slovenska podľa hostiteľov (živných rastlín) ich húseníc. Slovenský zväz ochrancov prírody a krajiny, Spišská Nová Ves.
- SHREEVE T. G, DENNIS R. L. H., ROY D. B., MOSS D. (2001): An ecological clasification of British butterflies: ecological attributes and biotope occupancy. *Journal of insect conservation* 5: 145-161.

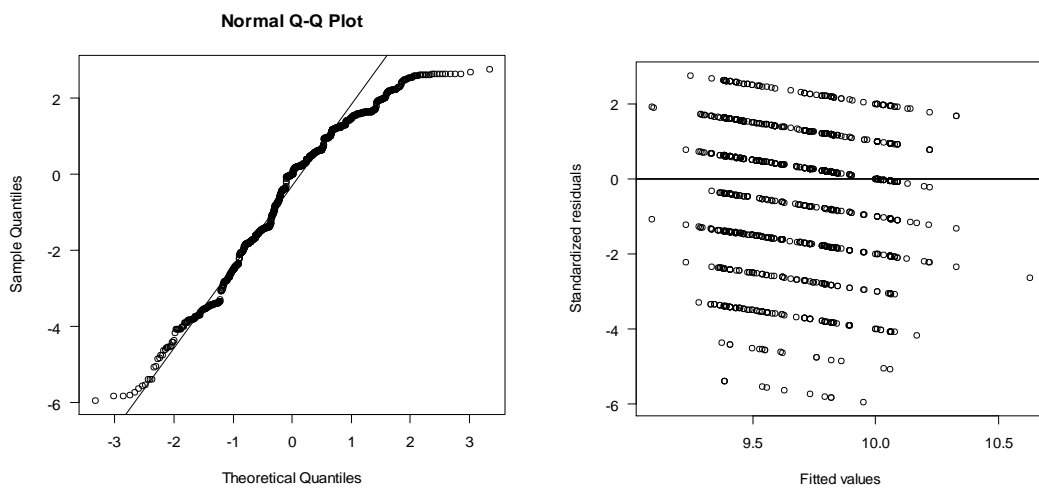
- SCHMIDT M. H., ROCKER S., HANAFI J., GIGON A. (2008): Rotation fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: the case of spiders in fen meadows. *Biodiversity and Conservation* 17: 3003-3012.
- STANOVÁ V., VALACHOVIČ M. [ed.] (2002): Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE - Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- THOMAS J. A. (2005): Monitoring change in the abundance and distribution of insect using butterflies and other indicator groups. *Biological Sciences* 360: 339-357.
- THOMAS J. A., TELFER M. G., ROY D. B., PRESTON C. D., GREENWOOD J. J. D., ASHER J., FOX R., CLARKE R. T., LAWTON J. H. (2004): Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879-1881.
- TOLMAN T., LEWINGTON R. (2008): *Collins Butterfly Guide: The most complete guide to the Butterflies of Britain and Europe*. HarperCollins, UK.
- TRNKA F. (2010): Interakce ekologických charakteristik nosatcovitých brouků (Coleoptera, Curculionoidea) v kontextu jejich ohrožení. Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého Olomouc.
- VAN SWAAY C. A. M. (2002): The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biological Conservation* 104: 315-318.
- VAN SWAAY C. A. M., 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.
- VAN SWAAY C. A. M., WARREN M. (1999): *Red data book of European butterflies (Rhopalocera)*. Nature and Environment. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- WARREN M. S., KEY R. S. (1991): Woodlands: past, present and future for insects. In *The Conservation of Insects and their Habitats*, ed. N. M. Collins & J. A. Thomas. Academic Press, London, pp. 155-212. In: WARREN M. S. (1993): Southern Britain: II. site management and habitat selection of key species. *Biological Conservation* 64: 37-49.

- WARREN M. S., HILL J. K., ASHER T. J., FOX R., HUNTLEY B., ROY D. B., TELFER M. G., JEFFCOATE S., HARDING P., JEFFCOATE G., WILLIS S. G., GREATORIX-DAVIES J. N., MOSS D, THOMAS C. D. (2001): Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414: 65-69.
- VIRTANEN T., NEUVONEN S. (1999): Climate change and macrolepidopteran biodiversity in Finland. *Chemosphere - Global Change Science* 1: 439-448.
- VRABEC V. (2005): Na okraj červeného seznamu brouků – majkovití. *Živa* 6: 270.
- WOODCOCK B. A., EDWARDS A. R., LAWSON C. S., WESTBURY D. B., BROOK A. J., HARRIS S. J, BROWN V. K., MORTIMER S. R. (2008): Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands. *Oecologia* 154: 773-783.
- WWW.UFZ.DE/BIOLFLORE/INDEX.JSP (2011): BiolFlor – Comprehensive database on species traits of plant species (German flora) [Internet]. Dostupný z: <http://www.ufz.de/biolflor/index.jsp>.
- WWW.UHUL.CZ/ZELENAZPRAVA/2010/ZZ2010.PDF (2010): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České Republiky v roce 2010 [Internet]. Dostupný z <http://www.uhul.cz/zelenazprava/2010/zz2010.pdf>.

7. Přílohy



Příloha 1 Rozložení reziduálů v GLM modelu testující vztah rozšíření a ekologických charakteristik motýlů.



Příloha 2 Rozložení reziduálů v GLM modelu testující vztah rozšíření a ekologických charakteristik živných rostlin.