

**UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI  
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA  
KATEDRA GEOLOGIE**

**FRAGMENTACE LESNÍ KRAJINY JAKO  
DŮLEŽITÝ FAKTOR OVLIVŇUJÍCÍ  
DIVERZITU SPOLEČENSTEV NOČNÍCH  
MOTÝLŮ NA PŘÍKLADU CHKO ČESKÝ  
KRAS**

**bakalářská práce**

**Jana Sojková**

**Biologie – Geologie a ochrana životního prostředí (B1501)  
prezenční studium**

**vedoucí práce: RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.**

**Květen 2009**

„Prohlašuji, že jsem předloženou bakalářskou práci vypracovala samostatně za použití citované literatury.“

V Olomouci, dne 10. 5. 2009

-----  
Jana Sojková

**BIBLIOGRAFICKÁ IDENTIFIKACE****Jméno a příjmení autora:** Jana Sojková**Název práce:** Fragmentace lesní krajiny jako důležitý faktor ovlivňující diverzitu společenstev nočních motýlů na příkladu CHKO Český kras.**Typ práce:** Bakalářská**Pracoviště:** Katedra geologie**Vedoucí práce:** RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.**Rok obhajoby práce:** 2009

**Abstrakt:** Většinu území České republiky lze označit jako fragmentovanou krajinu. Fragmentizací dochází ke vzniku bariér, jež zabraňují genetickému toku v populacích a narušují kolonizační a disperzní procesy. Vznikají metapopulace, jejichž dílčí populace jsou v prostoru nespojité. Změny krajinné struktury a kvality dílčích fragmentů se odráží v druhové rozmanitosti rostlin i živočichů. V předložené bakalářské práci jsem se pokusila nastínit tuto problematiku. V teoretické části jsem se zaměřila na literární rešerši studií o fragmentaci krajiny, ostrovní biogeografii a metapopulační teorii. Popsala jsem metodiku odchyty nočních motýlů pomocí přenosných světelných lapačů. Součástí je také charakteristika zájmového území, které se nachází v jihozápadní části CHKO Český kras. V praktické části jsem vypočítala míru konektivity lesních fragmentů použitím všeobecně uznávané metody IFM (Incidence Function Model) za pomoci programu ArcView GIS 3.2., což bude podkladem pro interpretaci druhové diverzity jednotlivých studijních ploch. Světelné lapače byly zatím jen odzkoušeny. Chycené druhy byli typické pro eurosibiřský faunistický prvek, ale vzhledem k prozatímnímu rozsahu průzkumu a termínu instalace pastí, lze usuzovat, že druhová diverzita bude ještě nesrovnatelně pestřejší.

**Klíčová slova:** fragmentace lesa, konektivita, metapopulace, model incidenční funkce**Počet stran:** 59**Počet příloh:** 5 strany**Jazyk:** Čeština

**BIBLIOGRAPHICAL IDENTIFICATION**

**Autor's first name and surname:** Jana Sojková

**Title:** The woodland fragmentation as an important factor affecting diversity of moth communities: a case study from the Bohemian Karst Protected Landscape Area.

**Type of thesis:** bachelor

**Department:** Geology

**Supervisor:** RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D.

**The year of presentation:** 2009

**Abstract:** The most of Czech Republic comprise fragmented landscape. Fragmentation leads to an increasing amount of barriers which defend a natural genetic flow among populations and change colonizational and dispersal processes. There arise metapopulations, whose partial populations are discontinuous in space. Changes in landscape structure and quality of partial fragments are reflected on species diversity. I have tried to outline this problematic in my bachelor thesis. I have focused on review literature about landscape fragmentation, island biogeography and metapopulation theory in the theoretical part. Then I have described moths catching methodology using mobile light traps. Another part of this thesis comprises characteristics of studied area in the southwest of Bohemian Karst Protected Landscape Area. The practical part includes a calculation of forest-fragments connectivity using Incidence Function Model and GIS methods. Connectivity values will be used for interpretation of species diversity in individual studied fragments. The light traps have just been tested. Caught species were typical of the Euro-Siberian faunistic region, but according to the preliminary extent of research and installation date it is possible to suppose that species diversity is going to be much more richer.

**Keywords:** connectivity, incidence function model, metapopulation, woodland fragmentation

**Number of pages:** 59

**Number of appendices:** 5 pages

**Language:** Czech

## Obsah

Seznam tabulek.....	6
Seznam obrázků.....	7
1. Úvod.....	8
2. Fragmentace krajiny - rešeršní část.....	9
2.1. Vývoj krajiny středních Čech.....	9
2.2. Fragmentace krajiny.....	12
2.3. Teorie ostrovní biogeografie.....	18
2.4. Metapopulační teorie.....	20
2.5. Ekologie, ohrožení a ochrana motýlů v ČR.....	23
2.6. Motýli jako bioindikační skupina.....	25
3. Metodika.....	28
3.1 Charakteristika zájmového území.....	28
3.1.1 Vymezení oblasti.....	28
3.1.2 Stručná charakteristika abiotických podmínek a biotických podmínek CHKO Český kras.....	29
3.1.3 Tradice lepidopterologických průzkumů v Českém krasu.....	32
3.2 Metodika sběru dat.....	34
3.3 Analýza dat.....	37
4. Výsledky.....	38
4.1. Předběžná analýza entomologického materiálu.....	38
4.2. Stanovení konektivity lesních fragmentů.....	39
5. Diskuze.....	42
6. Závěr.....	44
7. Použitá literatura.....	45
8. Přílohy.....	55

## Seznam tabulek

Tabulka 1. Míra konektivity lesních fragmentů v zájmovém území (CHKO Český kras).....	41
Tabulka 2. Výčet nalezených druhů ze čeledí Noctuidae a Geometridae z 18.-19.8.2008 .....	55
Tabulka 3. Výčet nalezených druhů ze čeledí Noctuidae a Geometridae z 22.-23.4.2009 .....	55
Tabulka 4. Výčet nalezených druhů ze čeledí Noctuidae a Geometridae z 28.-29.4.2009 .....	56

## Seznam obrázků

Obrázek 1. Rovnováha mezi imigrací a vymíráním na velkých a malých ostrovech a na blízkých a vzdálených ostrovech.....	19
Obrázek 2: Umístění CHKO Český kras v rámci České republiky.....	28
Obrázek 3: Vzájemná pozice studovaných ploch.....	29
Obrázek 4: Přenosný světelný lapač typu Minnesota resp. její modifikace s lineárním zářivkovým tělesem, tzv. Pennsylvánský lapák, určený pro monitoring v noci aktivních motýlů.....	36
Obrázek 5: Vymezení zájmové oblasti v rámci širšího okolí, které jsme uvažovali při výpočtu konektivity.....	58
Obrázek 6: Grafické vyjádření konektivity lesních fragmentů v zájmovém území (CHKO Český kras).....	59

## 1. ÚVOD

Ztráta stanovišť představuje největší hrozbu pro dlouhodobé přežívání organismů na Zemi. Skládá se ze tří hlavních komponentů: přímého ničení stanovišť, jejich fragmentace a snižování jejich kvality. Asi nejsložitějším z těchto faktorů je fragmentace, která představuje redukci původně kontinuálních stanovišť do několika menších více či méně izolovaných plošek. To postupně vede nejen k poklesu druhové diverzity, ale také k růstu okrajového efektu, poklesu hustoty a abundance druhů, změny mezidruhových vztahů a ekologických procesů a poklesu konektivity (VANDEWOESTIJNE et al. 2005).

Většinu území České republiky můžeme označit jako fragmentovanou krajinu. Typickým příkladem je krajina Českého krasu, která je předmětem této studie. Původně velké homogenní lesní plochy, jsou zde rozděleny do mozaiky menších a víceméně izolovaných fragmentů. Tím dochází ke změně podmínek, na které mohou různé organismy reagovat velmi různě. Také historické kontinuum krajinných fragmentů je důležitým hlediskem, ze kterého je třeba nahlížet na dynamiku výskytu organismů. Lesy s časovou kontinuitou se chovají odlišně než lesy bez ní (FREESE et al. 2006).

Moje bakalářská práce je součástí projektu "VaV SP\_2d3\_139\_07 Limity ochrany biodiverzity ve fragmentované krajině" v rámci dílčího tématu zaměřeného na problematiku nočních motýlů. Cílem je:

- literární rešerše na téma fragmentace krajiny a její vliv na diverzitu bezobratlých
- popis metodiky monitoringu nočních motýlů
- předběžná analýza entomologického materiálu a vyhodnocení konektivity lesních fragmentů

Hlavním cílem celého projektu je rozkrýt souvislost mezi diverzitou bezobratlých a jejich lesním prostředím. Výsledky projektu budou moci být použity jako podklad pro plán péče CHKO Český kras.



## 2. FRAGMENTACE KRAJINY - REŠERŠNÍ ČÁST

### 2.1. VÝVOJ KRAJINY STŘEDNÍCH ČECH

První kontakt člověka s přírodou proběhl v této oblasti již v době paleolitu, tzv. nejstarší době kamenné. Člověk (lovec) byl jako biologický druh členem přirozených společenstev. Žil kočovným, kořistnickým způsobem a přírodu ovlivňoval jen málo. Po skončení poslední doby ledové (v pozdním glaciálu - 15 tisíciletí př. n. l.) dochází k oteplování a postupnému zvyšování vlhkosti. Zpočátku, v preboreálu, stále ještě dominují v nížinách suché, chladné stepi, které ve vyšších polohách přechází v kamenná moře a suťové hole. V boreálu, kdy už je výrazně tepleji a vlhčeji, se především do nížin začínají šířit dřeviny. Krajina má v této době parkovitý charakter – střídání světlých porostů borovice, břízy a jalovce s otevřenými porosty rázu kontinentálních stepí, kamenitých holí a dealpinských formací i luk. Později proniká do parkovité krajiny dub a líska. V závěru období dochází k vzestupu vlhkosti a smíšené doubravy zatlačují pionýrské dřeviny na extrémní stanoviště. Převážná část území Čech byla tak postupně pokryta smíšenými lesy. Těmto změnám přírodních podmínek se museli lovci a sběrači období mezolitu přizpůsobit. Lidé vyhledávali plochy s blízkým zdrojem vody, snadno vysychavé a propustné půdy, s příznivým mikroklimatem a dobrým výhledem do krajiny (v Českém krasu byla krajina ideální – členitý terén ideálně vyhovoval potřebám lovu).

V době atlantiku (od poloviny 7. tisíciletí př. n. l.) vyvrcholil proces oteplování klimatu ve střední Evropě a probíhá období klimatického optima. To vedlo k značnému rozšíření lesů, v nížinách listnatých a ve vyšších polohách smíšených. V tomto období přibližně před 6 500 lety (mladší doba kamenná = neolit) došlo ke kolonizaci převážné části země lidmi, jejichž způsob obživy byl založen na zemědělství a chovu zvířat (neolitičtí rolníci a pastevcí). Lidé zakládají osady a jejich činnost se projevuje především rozšiřováním bezlesých území, což bylo provázeno erozemi, narušením vodního režimu a změnami klimatu. Okraje lesů byly využívány pro pastevectví, které bránilo obnově zapojených lesních porostů a vedlo k prosazování světlomilných dřevin. Započalo se vytváření kulturní krajiny.

V pozdní době kamenné začíná klimatické období epiatlantiku, které se vyznačuje relativně rychlým střídáním vlhčích a sušších období. Ve vlhčích úsecích

s hlubšími půdami se prosazuje buk. V následujícím archeologickém období (době bronzové asi 2400 - 750 před n. l.) má osídlení vesnický charakter v otevřené krajině. Nastává období subboreálu, charakteristické suchým a teplým klimatem s prudkými přívalovými dešti. Kulturní step se začala velmi rychle rozšiřovat na úkor doubrav a bučin a lesy ustoupily do vyšších poloh o mnoho desítek metrů nad mořem.

Tak to pokračuje až do subatlantiku (700 př. n. l. až 600 n. l.), kdy nastává drsnější podnebí. Nastupuje doba železná, a to znamená další zvýšení spotřeby dřeva a výraznější zásahy do lesních porostů ve prospěch pastvin a drobných políček. Lesní společenstva spíše chudnou, ale na druhou stranu vznikají stanoviště nová – bezlesá kulturní krajina (vše CÍLEK et al. 2003).

Všechny tyto vlivy začínají na území celé Evropy sílit zejména v 7. století. Nastává nové klimatické období, zvané subrecent, které trvá až do současnosti. V období od 11. do 14. století dochází k expanzi zemědělství a změně v systému obhospodařování polí a ke koncentraci osídlení do větších osad. Na druhou stranu je středověká zemědělská krajina charakteristická nesmírně pestrá mozaikou různých biotopů: pastvin, políček, mezí a úhorů zasazených do remízků, menších lesíků, pramenišť a říčních niv a právě tato územní pestrost pomohla dnešní druhové rozmanitosti organismů., čehož je středočeská krajina typickým příkladem (CÍLEK et al. 2003). Po celé 16. století vzrůstá snaha o ekonomické využití krajiny a postupně se začíná měnit charakter území. Přibližně od poloviny 18. století začíná intenzita antropogenních vlivů zásadním způsobem narušovat biologickou rovnováhu v krajině a člověk se stává jedním z nejvýznamnějších ekologických faktorů v biosféře. Během 19. století se výměra polí zvýšila o polovinu (LIPSKÝ 2000). Od tohoto období začíná zavádění monokultur jehličnanů, pro potřeby stavebnictví, namísto tradičních listnatých a smíšených porostů.

Značné změny ve struktuře krajiny proběhly za posledních 50 let. Byli především reflexí politických, ekonomických a kulturně-sociálních změn. Velkým zásahem byla změna vlastnických poměrů a následná kolektivizace zemědělství a přechod k velkovýrobě, vysídlení tzv. kulaků a zpusnutí statků uvnitř obcí, slučování polí, rozorání mezí, polních cest a remízků, čímž se zvětšila eroze půdy (NĚMEC 2007). Nutno podotknout, že v tomto období člověk svou činností mění ekosystémy nesrovnatelně rychleji a rozsáhleji než v kterémkoli předcházejícím období lidské historie, což platí zejména o vlivu moderního zemědělství a lesnictví na přírodní prostředí (ERHARDT 1985; ERHARDT & THOMAS 1991; HENDRICKX et al. 2007).

Zmenšuje se rozsah původních biotopů a dochází ke změnám jejich kvality. V konečném důsledku jsou tyto biotopy nahrazovány biotopy sekundárními, jako jsou např. zemědělské a lesní monokultury, lidská sídliště, zahrady, parky apod. Patrný nárůst lesa a rozšíření dřevin je v oblastech, které nevyhovovaly pracovním postupům velkoplošného zemědělství.

Po roce 1989 se začínají prosazovat přírodě blízké způsoby lesního hospodaření a pozvolna se zvyšuje podíl listnáčů (NĚMEC 2007). V současné době, od 90. let 20.stol., se pomalu vrací k tradičnímu stavu české kulturní krajiny.

Člověk svou činností zásadním způsobem změnil charakter zemského povrchu i celé biosféry. Změny české zemědělské a kulturní krajiny měli, mají a budou mít významný vliv na její biodiverzitu, ekologickou stabilitu a přírodní procesy v krajině.

## 2.2. FRAGMENTACE KRAJINY

Pro krajinu České republiky je typická její rozvolněnost. Ta je důsledkem již několik staletí trvající činnosti člověka, zemědělstvím a lesnictvím, přičemž změny začaly být výrazné zejména v posledních desetiletích, kdy dochází k významnému poklesu biodiverzity (ROBERTSON et al. 1990). Jedním z efektů využívání krajiny je fragmentace stanovišť. Krajinu lze označit jako fragmentovanou, neboť biotopy, které zde dříve zaujímaly rozsáhlé plochy, jsou dnes důsledkem využívání krajiny člověkem rozděleny na mnoho malých fragmentů.

Fragmentace je proces, kdy rozsáhlá a kontinuální plocha biotopu je plošně redukována a zároveň rozdělena do dvou či více menších celků, fragmentů (WILCOVE et al. 1986; PRIMACK 1993), které jsou pak obklopeny novým odlišným biotopem. Změna krajinné struktury a kvality jednotlivých krajinných zrn se pak promítá také do druhové rozmanitosti. Rozdělování původních biotopů vede k narušování fauny i flory (BEIER & NOSS 1998), dochází k poklesu druhové diverzity, denzity i abundance, změny mezidruhových vztahů (VANDEWOESTIJNE et al. 2005). Fragmentace ovlivňuje biotopy snížením celkové rozlohy stanoviště, změnami lokálního klimatu (REVILLE et al. 1990), i změnami charakteru fragmentů (SAUNDERS 1991). Fragmety krajinné mozaiky se pak liší tvarem, velikostí, vzájemnou vzdáleností mezi nimi (WILCOVE 1986) a jejich izolovaností (přičemž míra dopadu pak závisí na délce trvání izolace) (SAUNDERS 1989; MADER 1984), což následně ovlivňuje diverzitu druhů jednotlivých fragmentů.

Fragmentace stanoviště komplikuje přežívání druhů i jinými způsoby. Pro ochranu lesa jsou v místech, kde je les fragmentovaný zásadní krajinné souvislosti (LINDENMAYER & FRANKLIN 2002). Změny krajinné struktury a kvality dílčích fragmentů se odráží v druhové rozmanitosti rostlin i živočichů. Důsledkem fragmentace krajiny může být úbytek populací druhů vázaných na lesní prostředí, změny v interakcích druhů (predace, polinace) a narušení klíčových ekologických funkcí. Schopnost druhů přežít a reprodukovat se je determinována velikostí fragmentů, jejich kvalitou a izolací, zároveň s druhově specifickými charakteristikami jako je mobilita, velikost teritoria, demografie a biotopové specializace (WIENS 1995).

Fragmety jsou od sebe v mnoha případech odděleny silně pozměněným či degradovaným prostředím. Dochází ke vzniku bariér pro normální tok genetických informací, kolonizační a disperzní procesy. Organismy žijící na těchto izolovaných

ostrůvcích mají potom omezený areál k pohybu a životu, omezené množství potravních zdrojů, omezený výběr pohlavních partnerů. Mnohé druhy nejsou schopné překročit i malé otevřené plochy z důvodů zvýšeného nebezpečí predace. Vyhyne-li druh v jednom fragmentu (v důsledku sukcese či jiných populačních procesů) je potom z tohoto důvodu snížena možnost rekolonizace z ostatních fragmentů a tento druh se následkem migračních bariér již nemusí v tomto fragmentu objevit. Tímto způsobem bude v budoucnu klesat i celkový počet druhů (LAURANCE & BIERREGAARD 1997). Dalším negativním následkem fragmentace může být omezení loveckých možností místních druhů, kteří se potřebují volně pohybovat po krajině a vyhledávat roztroušenou nebo jen sezónně dostupnou potravu. Pokud je takto stanoviště odříznuto od zdroje, stává se degradovaným a zvířata hladovějí neboť znemožněním migrace se pro ně stal zdroj obživy nedostupný.

Izolované populace obvykle trpí omezenou genetickou variabilitou a vyšší citlivostí k environmentálním a populačním vlivům (ať již skrze inbreeding, či skrze genetický drift). Důvodem je zvýšená náchylnost k inbrední depresi, genetickému driftu a jiným potížím, které jsou charakteristické pro malé populace a mohou odmaskovat zhoubně působící alely, neboť vedou ke snížení počtu heterozygotů (BEGON et al. 1997). Snižuje se tak životaschopnost jedinců a dříve nebo později tyto malé izolované populace vymírají (LANDE et al. 2003). Genetický drift a inbreeding jsou přímou úměrou závislé na intenzitě fragmentace. Nepřímo úměrně na intenzitě fragmentace závisí míra migrace. Z toho je patrné, že genetický drift, inbreeding a migrace ovlivňují genetickou strukturu subpopulací (ALLENDORF & LUIKART 2007). Může nastat situace, že ačkoliv původní velké stanoviště bylo schopné populaci udržet, mezi nově vzniklými fragmenty nenajdeme takový, dostatečně velký, který by zajistil dlouhodobé přežití subpopulace (PRIMACK 2001).

Ztráta stanovišť a jejich fragmentace snižují druhovou diverzitu hlavně specialistů, zejména kvůli zmenšení plochy a s tím související velikosti populací a poklesu kolonizační rychlosti po izolaci zbylých fragmentů (SAUNDERS et al. 1991). Avšak dlouhožijící druhy s nízkou kolonizační schopností a mírou extinkce mohou vykazovat značné časové zpoždění v odpovědi na změny jejich krajinné struktury (DEBINSKI & HOLT 2000). Toto zpoždění se nazývá extinční dluh (*extinction debt*). Je to stav, kdy podmínky pro přežití již nevyhovují, ale druh stále přežívá (HANSKI & OVASKAIEN, 2002)

Fragmentace také zvyšuje náchylnost fragmentů k invazím nepůvodních druhů i ke gradacím místních škůdců. Narušené prostředí na okraji lesa jim umožňuje se usadit se, namnožit a potom expandovat dovnitř fragmentu (PATON 1994). Podél okrajů lesa se mohou usadit a namnožit především druhy, které jsou schopny migrovat mezi oběma typy prostředí.

Všechny tyto procesy mohou být příčinou zvýšené pravděpodobnosti extinkce populací (GILPIN ET SOULÉ 1986). Druhy s vazbou na stabilní prostředí reagují na fragmentační změny v krajině citlivěji (FLOREN 2005). Podle některých autorů je fragmentace stanovišť jeden z hlavních ohrožení při ochraně ekosystémů, přispívající ke snižování a ztrátě biodiverzity (WILCOX & MURPHY 1985; KNIGHT et al. 2000; ROCHELLE 1999, VANDEWOESTIJNE et al. 2005).

A k čemu může být fragmentace prostředí dobrá? Existují i pozitivní důsledky fragmentace. Jde zejména o nárůstu heterogenity v krajině a to jak heterogenity prostorové, tak časové (SCHMIEGELOW et al. 1997). Pokud stejné prostředí obývají dva druhy, z nichž jeden ohrožuje druhý (ať už jde o dravce a jeho kořist či dva potravní konkurenty) fragmentace prostředí zaručí, že mohou nerušeně koexistovat. Pokud má dominantní druh nižší schopnost migrace, zůstanou aspoň některé ostrůvky neobsazené a druhy se nemusejí vůbec potkat. Kdyby prostředí nebylo fragmentované, rychle by převládl ten dominantní. Fragmentace tedy působí proti dominanci jednoho druhu a podporuje udržení druhově bohatšího společenstva v krajině.

Početnost, rozšíření a dynamika populací ve fragmentovaném prostředí je popisována dvěma teoriemi, které se zcela nevylučují, ale podávají různá vysvětlení pro podobné jevy. Některé negativní důsledky fragmentace, jako vliv zmenšování plochy a izolovanosti, jsme schopni předvídat již nyní na základě dobře prostudované a ověřené teorie ostrovní biogeografie (RICKLEFS & SCHLUTER 1993; WHITTAKER 1999; MACARTHUR & WILLSON 2001). U dalších vlivů jsou znalosti pouze velmi kusé, jedná se například o kvalitu stanoviště (tzn. toky energií, vliv na látkové toky a cykly, jak uvnitř fragmentů, tak mezi nimi a krajinnou maticí), či historické kontinuum lesních porostů. Uvedené parametry prostředí mohou na populace rostlin i živočichů působit samostatně nebo ve vzájemných interakcích. Současně s teorií ostrovní biogeografie vznikala metapopulační teorie (LEVINS 1970), která se částečně snaží některé tyto vlivy zahrnout.

Tyto teorie znamenali rozvoj „prostorové“ ekologie, neboť se obě snaží najít způsob jak řídit a chránit přirozené populace ohrožených druhů v krajině ovlivněné vysokým stupněm fragmentace (HANSKI AND SIMBERLOFF 1997).

## PŘÍKLADY STUDIÍ VLIVU FRAGMENTACE NA ORGANISMY

Těžištěm studií fragmentace jsou tropické oblasti, kde probíhá nejdelší a nejrozsáhlejší výzkum fragmentace stanoviště vůbec (LAURANCE et al. 2002). Vliv fragmentace lesních porostů je řešen na řadě skupin organismů (např. na plazech – FINDLAY & HOULIHAN 1997, obojživelnících – ATAURI & LUCIO 2001, netopýrech - DE JONG 1995, aj.)

Např. Lesley a Michael Brooker zkoumali jak je důležitá propojenost fragmentů stanovišť u australské sýkořice *Malurus pulcherrimus*. Ty se v malých ploškách lépe množí (ve velkých fragmentech je ohrožuje kukačka *Chrysococcyx basalis*, ale v malých ploškách nepřežije) ale hůře přežívají, proto je pro ně nejdůležitější konektivita malých plošek (BROOKER 2001).

BAILEY et al. (2002) se zabývali fragmentací polopřirozených starých lesů ve Velké Británii, které jsou těmto procesům vystavovány již několik staletí a dnes přežívají už jen zbytky. Vybrali klíčové druhy (ze skupin savců, ptáků, motýlů a rostlin), které jsou odlišně citlivé na fragmentaci stanovišť a sestrojili logistický regresivní model o distribuci těchto druhů. Různé druhy vykazují odlišnou citlivost na fragmentaci krajiny. Byly tak zjištěny nové informace o ekologických nárocích lesních druhů umožňujících přežití druhů ve fragmentované krajině.

Podobně OFF & RITCHIE (2002) zkoumali jak ovlivňuje fragmentace zdrojů a stanovišť různé druhy (ze skupin ptáků a motýlů) na různých prostorových škálách. Rozlišili tři úrovně ekologických procesů: lokální (dělení se o zdroje, kompetice, predace, parazitismus, kolonizace, extinkce), střední (disperze/extinkce, dostupnost zdrojů, fyzikální a chemické podmínky) a nejvyšší úroveň (extinkce, speciace, migrace, biogeografická historie – např. různověkost plošek). Fragmentace může na lokální úrovni zvyšovat diverzitu (ale může samozřejmě vést i k vymizení druhu), na střední úrovni snižuje diverzitu, negativně ovlivňuje rovnováhu mezi kolonizací a extinkcí a na nejvyšší úrovni může opět diverzitu zvyšovat. Druhy o různé velikosti a s různou mobilitou mohou být na stejné prostorové škále ovlivňovány jinými procesy a to může zásadně ovlivnit biodiverzitu. Mez, kdy se pozitivní vliv fragmentace změní na

negativní se zvyšuje s velikostí a mobilitou druhů. I HANSKI (2005) potvrdil, že procesy probíhající na širokých prostorových škálách pravděpodobně ovlivňují výskyt a perzistenci druhů organizmů na lokálním měřítku.

Mnoho studií dokázalo, že změny krajinné mozaiky a kvality stanovišť způsobené fragmentací stanovišť či jejich úplnou ztrátou se výrazně odrážejí na struktuře a kompozici motýlích společenstev (TSCHARNTKE 2002). Hlavním jménem spojeným se studiem vlivu fragmentace stanovišť na motýly je HANSKI, dále také OVASKAIEN, EHRLICH, SIMBERLOFF, THOMAS a další. Např. VANDEWOESTIJNE et al. (2005) zkoumali efekt fragmentace na společenstva motýlů Ca-trávníků ve Viroin Valley v Belgii. Prováděli analýzy na historických i současných datech zvláště na specialistech a generalistech a hledali změny v jejich reakci na fragmentační procesy. Specialisté se jeví jako nejvíce postiženi. Podle dat nashromážděných během minulého století je jasný pokles druhové diverzity motýlů. Potvrdili, že fragmentace a pokles rozlohy vedou k úbytku druhů, především specialistů (VANDEWOESTIJNE et al. 2005).

### OKRAJOVÝ EFEKT

Dalším znakem, jak se fragmenty liší od původního biotopu, je relativní zvětšení plochy, která sousedí s okolním odlišným prostředím, tzv. okrajových oblastí = ekotonů (*edge areas*). Tyto oblasti tvoří vlastně hranici mezi biotopy. Dojde tak k přiblížení středové části biotopu jeho okrajům. Tento již dlouho ekology pozorovaný jev je označován jako okrajový efekt (*edge effect*) (BURGESS & SHARPE 1981; FAABORG 1995). Po období klesajícího zájmu o problematiku okrajového efektu zájem v 90 letech znovu roste (LIDICKER 1999).

Podmínky při okraji fragmentu se liší od podmínek prostředí uvnitř biotopu. Současné teoretické i empirické výzkumy dokazují, že okrajový efekt mění mikroklima (vyšší výkyvy v množství dopadajícího světla, teplotě, vlhkosti a rychlosti větru (LAURANCE & BIERREGAARD 1997; CHEN et al. 1999) a ovlivňuje strukturu společenstev (MANSON 1999), reprodukční ekologii (GOLDEN & CRIST 2000), abundanci a distribuci (GOLKEN & CRIST 2000), predaci a herbivorii (GARDNER 1998), diverzitu druhů a tok invazních druhů. Vlastnosti okraje poskytují zásadní informace pro kvantifikaci a pochopení samotné fragmentace (HARGIS 1998).

Lesy jsou významnými ekosystémy charakteristickými oproti otevřené krajině menšími výkyvy teplot v průběhu noci i roku, odlišnými hydrologickými podmínkami a



vyšší vzdušnou vlhkostí. Fragmentace lesa vede ke zvýšenému působení větrů, k poklesu relativní vzdušné vlhkosti a k vyšším teplotám na jeho okrajích. V lese jsou tyto okrajové efekty zřetelné často až do hloubky 250 m. V oblasti ekotonu se oproti společenstvu uvnitř stanoviště vytvářejí odlišná specifická společenstva. Druhy striktně vázány na stabilní prostředí (určité teplotní, vlhkostní a světelné podmínky) reagují na fragmentační změny citlivěji a jsou často z fragmentů eliminovány (FLOREN 2005). Jejich mizení pak vede k mizení dalších druhů a ke změně celkového druhového složení společenstva (PRIMACK 2001).

### 2.3. TEORIE OSTROVNÍ BIOGEOGRAFIE

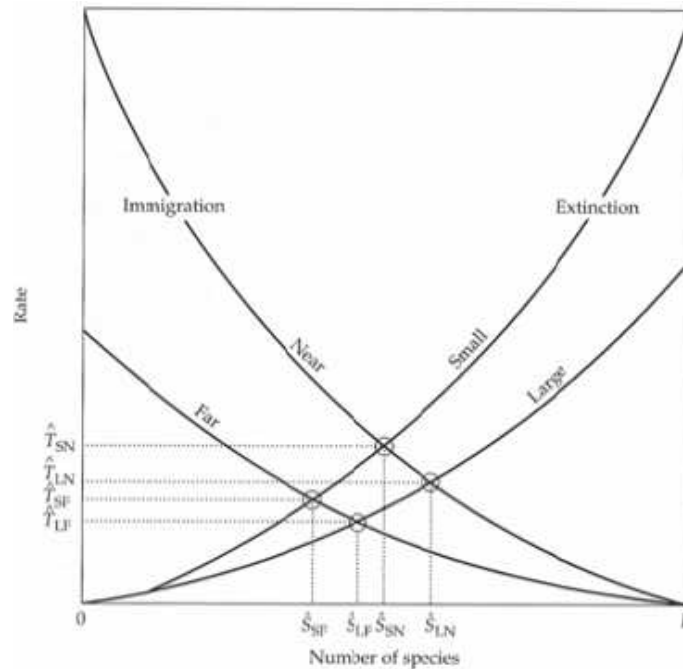
Situace, kdy degradací původního stanoviště vznikne mozaika fragmentů, které jsou od sebe odděleny značně změněnou či zničenou krajinou, může být popsána modelem ostrovní biogeografie, kdy fragmenty představují ostrovy v nehostinné krajině dominované člověkem. Teorie ostrovní biogeografie užívá známé kritérium (počet druhů) a jednoduchou matematiku k popisu dynamické podstaty přírody (SIMBERLOFF 1986).

Rovnovážnou teorii ostrovní biogeografie formulovali v roce 1963 ROBERT MACARTHUR a EDWARD O. WILSON. Vytvořili model ostrovní biogeografie (island biogeography model), který vysvětluje závislost počtu druhů na ploše (species-area relationship) a izolovanosti ostrova. Předpokládá korelaci mezi počtem druhů na ostrově a jeho izolovaností a velikostí. Počet druhů na ostrově roste se zvětšující se plochou ostrova. Biodiverzita klesá s rostoucí izolovaností a s klesající rozlohou izolovaného prostředí. Po zmenšení ostrova se zmenší i počet druhů.

Rovnovážný počet druhů na ostrově je charakterizován dynamickou rovnováhou mezi náhodnou kolonizací nových druhů a vymizením přítomných druhů na ostrově, která však bude ostrov od ostrova jiná, daná polohou a rozlohou. Tyto dvě události mají za následek stále se měnící složení druhů na ostrově. Míra imigrace se zmenšuje se zvětšující se vzdáleností od pevniny a míra extinkce roste se zmenšující se plochou ostrova. Z toho vyplývá, že čím bude ostrov větší a blíže pevnině, bude rychleji kolonizován a bude druhově bohatší, protože čím je ostrov menší, tím rychlejší je vymírání a čím je vzdálenější, tím pomalejší je kolonizace. Teorie je graficky znázorněna na Obrázku 1. Počet druhů, při němž se křivky protínají ( $S$ ), označuje rovnováhu druhového bohatství. Směrem dolů od bodu  $S$  diverzita druhů roste, směrem nahoru klesá. Závislost počtu druhů na ploše se vyjadřuje vzorcem:

$$S = C \cdot A^z$$

$S$  vyjadřuje počet druhů,  $A$  plochu,  $C$  konstantu, která závisí na taxonu a velikosti plochy a  $z$  konstanta pohybující mezi 0,20 a 0,35 pro ostrovy a 0,12 – 0,17 pro pevninu.



**Obrázek 1.** Rovnováha mezi imigrací a vymíráním na velkých a malých ostrovech a na blízkých a vzdálených ostrovech. (zdroj: BEGON et al. 1997)

Využití tohoto modelu spočívá v předpovědi počtu a procentuálního zastoupení počtu druhů, které by vyhynuly v případě zničení či zmenšení jejich stanovišť. Model umožňuje např. odhadnout s jakou rychlostí bude v souvislosti s fragmentací lesů ubývat druhů (BROOKS et al. 1999). Tyto odhady se ale často podstatně liší, z důvodů, že každá skupina vytváří charakteristický vzájemný vztah s geografickým územím. Pro jednotlivé ostrovy, resp. fragmenty platí, že druhové bohatství území, jež bylo ekologicky součástí přírodního kontinua, se přeměnou v malý izolovaný ostrov zákonitě sníží. Takový ostrov potřebuje k dosycování svého druhového inventáře kolonizátory z jiných ostrovů, které musí být v přijatelné vzdálenosti, jež musí odpovídat biologickým požadavkům jednotlivých druhů. Aby si přírodní rezervace udržela vysokou druhovou diverzitu, vzácné a ohrožené druhy a stabilitu ekosystému je potřeba vzít v úvahu velikost rezervace, ale i izolovanost, stáří, tvar, disturbanční režim a jiné faktory.

Platí-li tato teorie pro vnitrozemské stanovištní ostrovy ve vztahu ke všem skupinám druhů, trofickým úrovním a komponentům teorie, mohla by být použita pro projektování přírodních rezervací i pro odhad správné plochy, tvaru, okolí a sítě různých typů rezervací. (BEGON et al. 1997; DIAMOND & MAY 1976; SIMBERLOFF & ABELE 1976; WILCOVE 1986).

## 2.4. METAPOPULAČNÍ TEORIE

Rozčlenění stanovišť na soubory ostrůvků se na populační úrovni projevuje vznikem metapopulací. Metapopulace je soubor lokálních populací stejného druhu, které jsou v prostoru nespojitě a mezi nimiž probíhá tok genů prostřednictvím migrujících jedinců (HANSKI et al. 1996).

Mnozí motýli mají nestabilní lokální populace a navíc se šíří na omezené vzdálenosti. Ze snah pochopit krajinnou populační dynamiku motýlů se zrodila teorie metapopulací (GUTIERREZ et al. 2001). Tento koncept vychází z názoru, že jednotlivé dílčí populace v dané krajině jsou navzájem propojené. Populace vznikají a zanikají, nejsou tedy úplně stabilní. Životaschopnost jednotlivých populací je zajištěna výměnou genů s dalšími populacemi. Pro přežívání druhů v krajině jako v celku je nutné nahlédnout vedle kvality bitopu (DENNIS & EALES 1997) i na prostorovou mozaiku plošek stanovišť v krajině (DOVER & SETTELE 2008). Metapopulační přístup je mnohem užitečnější pro porozumění a péči o daný druh než popis jedné populace. Např. motýlí populace často zanikají, ale migrace a kolonizace neobsazených území umožňují danému druhu přežít.

Metapopulace mohou být charakterizovány jednou nebo více zdrojovými (source) populacemi, kde je natalita větší než mortalita, tzn. že mají poměrně stabilní počty a poskytují kolonizátory, a několika propadovými (sink) populacemi s kolísajícími počty. Propadové populace mohou v nepříznivých letech vyhynout, ale při správných podmínkách mohou být tato stanoviště znovu kolonizována přistěhovalci ze zdrojových populací (HANSKI et al. 1996). Zničení zdrojových populací vede k zániku mnoha dalších propadových populací v širším území, které na periodické kolonizaci z těchto území záviselo.

Jestliže dojde ke změně počtu osídlených ostrůvků má metapopulace tendenci se vrátit k původnímu stavu. Vyhynutí lokální populace pak nemusí být konečné, pokud tato populace může být obnovena výsadkem ze sousedství. Tzn., že i když je dynamika lokálních metapopulací náhodná, může být metapopulace stabilní.

### METAPOPULAČNÍ MODELY

Metapopulační ekologie je spojena se jmény LEVINS, který sestrojil matematické modely vysvětlující metapopulační dynamiku a I. HANSKI, který studoval populace hnědáška chrastavcového (*Euphydryas aurinia*).

Metapopulační modely se snaží rozpoznat dynamiku lokálních populací a migrace organismů. Pohyb jednotlivců mezi ploškami s vhodným stanovištěm je klíčovým procesem pro metapopulační dynamiku (HANSKI & SIMBERLOFF 1997). Míra migrace stanovuje míru kolonizace prázdných plošek a zároveň také ovlivňuje vymírání lokálních populací. Pro motýli (často i ptáky) bývá obtížné šíření na izolované plošky (ROLAND 2000). Metapopulační modely poskytují rámec pro předpovědi toho, jak takové populace mohou reagovat na ztrátu a fragmentaci prostředí, jestliže jejich demografické odlišnosti fragmentované krajiny a jejich schopnosti šířit se přes nehostinné oblasti je omezeno (HANSKI 2000).

Výchozím modelem pro všechny metapopulační modely je klasický Levinsův model (LEVINS 1969), který předpokládá, že máme velký počet diskrétních homogenních plošek, u kterých rozeznáváme pouze jestli jsou osídleny nebo ne. Tento model vychází z toho, že stabilita (rovnovážný stav) metapopulace je založena na rovnováze mezi kolonizací a vymíráním. Podstatným přínosem bylo, že chápe vymírání jednotlivých populací jako stochastický proces, proti němuž působí kolonizace neobsazených vhodných lokalit ze stávajících populací. S jeho pomocí jsme poměrně dobře schopni popisovat druhy s krátkým životním cyklem, s jasně vymezenými, v čase co nejstabilnějšími lokalitami s relativně rychlou dynamikou kolonizací a extinkcí (HARRISON 2000), neboť se zabývá pouze regionálními procesy kolonizace a vymírání a nebere v potaz kvalitu lokalit ani jejich prostorové uspořádání.

Aby metapopulační teorie našla uplatnění v praktických aplikacích managementu chráněných druhů, musí vycházet z dalších detailních parametrů plošek v reálné krajině, meziploškové migrace a často informací z geografického informačního systému. Modely tohoto druhu se nazývají prostorově realistické modely, neboť pracují s konkrétními vlastnostmi plošek v reálné krajině (TKADLEC 2008). Jedním z nich je velmi populární model incidenční funkce (incidence function model), který vymyslel v 90. letech HANSKI. Původně byl model vyvinut pro motýly, v některých případech je ale možné ho aplikovat i na rostliny (COLLINS ET GLENN 1991).

HANSKI (2000) zahrnul do modelu ještě další parametry rozlišující úmrtnost na lokalitě a úmrtnost při migraci a vymyslel VM model (virtual migration), který následně testoval na druhu *Melitaea cinxia*. Tento model je užitečnou pomůckou při studiu migračního chování hmyzu ve fragmentované krajině, neboť zahrnutím těchto parametrů se v podstatě teprve zjistí, jak moc je který druh schopen migrovat. S tímto modelem potom pracovali také WAHLBERG et al (2002), kteří studovali zákonitosti

migrace mezi fragmenty krajiny na 5 druzích hnědásků ve Finsku. Pokusili se VM model aplikovat na další příbuzné druhy hnědásků a porovnat je mezi sebou. Velikost plošek má vliv na emigraci mnoha motýlích druhů (HILL et al. 1996). Tato studie potvrdila, že míra emigrace je vyšší z malých fragmentů než z fragmentů velkých.

Jak se ukazuje, nějakou formu metapopulační dynamiky vykazuje ve fragmentované evropské krajině skutečně řada druhů. V současné době je prioritou ekologie metaspolečenstev. To znamená rozšíření jednodruhových modelů, tak aby umožnily cílený management celé řady druhů ve fragmentované krajině (BAGUETTE et al. 2000)

## 2.5. EKOLOGIE, OHROŽENÍ A OCHRANA MOTÝLŮ V ČR

Z hlediska fauny motýlů patří celé území naší republiky do evropského vnitrozemí (DENNIS1993). Fauna je poměrně pestrá, neboť do České republiky, kromě převahy druhů rozšířených ve většině Euroasie, zasahují i prvky panonské, karpatské a středomošské, ve vysokých horách a na rašeliništích přežilo i několik boreoalpinských reliktních (BENEŠ et al. 2002).

U velké části motýlů dochází k poklesu početnosti, stávají se ohroženější a vymírají, tudíž je nutné přijmout efektivní ochranná opatření (VANDEWOESTIJNE et al. 2005). Síťový atlas rozšíření denních motýlů České republiky (BENEŠ et al. 2002) potvrdil, že změny ve fauně ČR, které proběhly zejména v 19. a 20. století, jsou opravdu dramatické. Podobné závěry pocházejí od entomologů zabývajících se brouky, rovnokřídlými a blanokřídlými.

Rozsáhlé původní přirozené ekosystémy byly na celých kontinentech činností člověka nenávratně zničeny a nahrazeny umělými ekosystémy, čímž současně došlo k zásadním změnám v druhovém i kvantitativním složení fauny i flóry. Následkem je ohrožení či vymírání jednotlivých druhů i celých společenstev. Nejčastějším rizikovým faktorem, ovlivňující ohrožené druhy motýlů, je záměrné zalesňování tzv. neplodných půd, upuštění od tradičního hospodaření, což vede k zarůstání bezlesích enkláv dřevinami, a intenzivní lesnictví. Mezi další ohrožení můžeme zahrnout nevhodné rekultivace, meliorace, přímá likvidace biotopů, intenzivní lesnictví a intenzivní pastva (BENEŠ et al. 2002).

Ochrana motýlů není možná bez detailních znalostí ekologie jednotlivých druhů. Motýli jsou relativně mobilní organismy a současně mají velmi specifické nároky na prostředí. Mnozí motýli mají mnohem užší nároky na biotopy, než aby je bylo možné odvodit z pouhého rozšíření jejich živných rostlin či botanicky definovaných společenstev. Často využívají více typů prostředí (jinde může probíhat larvální vývoj, jinde páření, jinde nacházejí zdroje potravy) a proto jejich populace vyžadují relativně rozsáhlé pestře strukturované plochy. Druhy obývající zdánlivě stejné biotopy mají často odlišné individuální nároky.

V praxi to znamená, že je nutné znát nejen početní stavy jednotlivých druhů motýlů a objasnit příčiny vedoucí k jejich vzácnosti, ale mít aktuální znalosti o jejich biotopové vazbě, ekologii, etologii, bionomii živných rostlinách apod. Management by

měl udržovat pestrou mozaiku všech typů mikrostanovišť a zároveň by měl vycházet ze znalostí místních podmínek a specifické historie biotopů. Ochrana motýlů by měla vycházet z metapopulační teorie a brát v potaz prostorové rozmístění biotopů a jejich trvání v čase (BENEŠ et al. 2002).



## 2.6. MOTÝLI JAKO BIOINDIKAČNÍ SKUPINA

Protože jsou ekologické vztahy v přírodě nesmírně složité, používáme pro sledování nežádoucích dopadů civilizace na přírodní prostředí tzv. ekologických indikátorů neboli bioindikátorů. To jsou organismy, které mají schopnost signalizovat důsledky antropogenních vlivů. Jsou například citlivé ke znečištění ovzduší nebo mají úzkou ekologickou valenci ke sledovanému faktoru. Studium změn jejich populační hustoty je pak ukazatelem skutečných změn v biosféře či vlastností abiotického prostředí.

Bezobratlí obecně jsou vhodná skupina pro indikaci změn v životním prostředí, protože změny v ŽP se odrážejí jak na jejich druhovém složení, tak na abundancích druhů (OOSTERMEIJER & VAN SWAAY 1998). Hmyz je druhově nejpočetnější a nejrozšířenější složka přírody. Jeho význam v přírodě je obrovský a nepostradatelný. Velmi často se jako bioindikátory ŽP se používají motýli, brouci (zejména vybrané druhy střevlíků), rovnokřídlí (pro vodní prostředí vážky), pavouci a žížaly. Významné jsou však i lišejníky, píciny, brukvovité rostliny a z obratlovců hlavně obojživelníci a hlodavci. Bioindikace nemusí být založena pouze na druhové diverzitě a abundancích (SOUTY-GROSSET et al. 2007), ale je možné a vhodné ji posuzovat i podle dalších parametrů, jako je jejich distribuce či aktivita nebo poměr pohlaví (PAOLETTI & CANTARINO 2002).

A proč zrovna řád Lepidoptera? Motýli mají obrovský indikační význam. Slouží jako model pro studium obecnějších ekologických a ochranných zákonitostí. To je dáno zejména tím, že na rozdíl od ostatního hmyzu známe pro denní motýly podrobné údaje o současném i historickém rozšíření, což souvisí s tím, že jsou nápadní a snadno identifikovatelní přímo v terénu (KONVIČKA et al. 2005). Dobře se s nimi pracuje, existují propracované metodiky sběru. Jsou mnohem nápadnější a snáze sledovatelní než jiné skupiny hmyzu (JEANNERET et al. 2003, KRUESS & TSCHARNTKE 2002). Jako primární fytofágové jsou na změny ekologického charakteru obzvláště citliví.

Řád motýlů (Lepidoptera) je v rámci České republiky obecně považován za velmi dobře prozkoumanou skupinu bezobratlých. Vedle řádu brouků se mu věnuje nejvíce badatelů. Patří mezi tradičně studované skupiny bezobratlých, tzn. že o nich máme dostatečné informace o ekologických nárocích jednotlivých druhů a zároveň existují propracované metodiky pro sběr dat (NOVÁK 1969). Je to druhově početná

skupina s reprezentativním zastoupením v naprosté většině terestrických společenstev. Jsou zde zastoupeny různé ekologické strategie (THOMAS 1984).

Většina ohrožených motýlů byla dříve spjata s tradičními formami zemědělského i lesnického hospodaření, ale jeho zánikem se během posledního staletí některé biotopy staly extrémně vzácnými nebo zcela zanikly. Také se dramaticky změnilo prostorové uspořádání stanovišť v krajině. Dříve charakteristickou jemnozrnnou mozaiku různých typů hospodaření nahradily rozsáhlé uniformní lány. To samozřejmě snížilo kapacitu krajiny nejen pro motýly, ale i pro tisíce dalších druhů bezobratlých, rostlin, hub i obratlovců (KONVIČKA et al. 2005). Motýli tedy mohou indikovat (ze změn jejich rozšíření lze usuzovat na) míru narušení tradiční biotopové mozaiky, přítomnost či absenci tradičních forem hospodaření, i celkovou míru ochuzení biodiverzity (BERGMAN et al. 2004, WEIBULL & OSTMAN 2003).

Jen málo motýlů indikuje konkrétní botanické fytoceózy. To dokazuje i rozbor stanovištních požadavků našich nejohroženějších druhů. Shoda mezi jejich nároky a vegetačně definovanými biotopy je často velmi slabá, neboť mnozí motýli využívají různé typy zdrojů. Protože živočichové jsou pohybliví, mohou využívat nejen zdroje lokalizované na jednom místě (či v jednom biotopu), ale i v sousedních biotopech, nebo – v případě tažných druhů – v biotopech velmi vzdálených (DENNIS et al. 2003). Druhové složení vegetace navíc není jediným klíčovým zdrojem využívaným motýly. Například dostupnost závětrných úkrytů, nektaru či vyvýšenin využívaných jako teritoria dospělci motýlů s vegetací tak úplně nesouvisí (SHREEVE et al. 2001). Jsou časté i situace, kdy živná rostlina osidluje více biotopů než motýl. Typickým příkladem je hnědásek osikový (*Euphydryas maturna*), který u nás obývá jediný les, přestože jeho živnou rostlinou je obyčejný jasan (*Fraxinus excelsior*). Ačkoliv je přítomnost živné rostliny pro motýly nutnou podmínkou, není to dostačující (THOMAS 1991). To je klíčem k pochopení indikačního významu motýlů. Dle autekologických studií zjišťujeme, že motýli (zejména ti ustupující a ohrožení) mají mnohem specifitější nároky než rostliny, jimiž se živí jejich housenky (THOMAS 1991, EHRLICH & HANSKI 2003). Mezi tyto nároky patří např. minimální denzita živných rostlin, jejich fyziologický stav určený půdními či klimatickými podmínkami, dostupnost a hojnost nektaru, závětrí, nebo jen dostatečná síť stanovišť, která umožňuje snadné přežívání populací v krajině (BENEŠ et al. 2002). Spíše než o floristické složení vegetace jim jde o prostorovou strukturu stanovišť, rozmístění vegetačních jednotek v krajině a míru heterogenity území. Mnozí motýli indikují heterogenitu prostředí a přítomnost

klíčových zdrojů, tedy diverzitu na úrovni krajiny (BERGMANN et al. 2004). Druhové zastoupení motýlů lze interpretovat v kontextu ekologické kvality stanovišť i krajiny jako takové. Bez motýlů bychom nevěděli o kritickém významu velikosti a izolace biotopových plošek pro přežívání metapopulací (HANSKI 1999).

Motýli jsou mnohem náročnější než rostliny ohledně rozlohy stanovišť či zrnitosti biotopové mozaiky, ale velmi se shodují s jinými skupinami hmyzu, drobnými savci či plazy. Z toho vyplývá, že motýli odrážejí změny stavu ekosystému a trendy v jiných skupinách. Druhová pestrost společenstev motýlů odpovídá kvalitě druhového spektra ostatních suchozemských bezobratlých. Mnozí bezobratlí se s motýly shodují ve struktuře populací a vazbě na biotopy. Změny jejich populací tak poukazují na situaci méně známých či obtížně studovatelných druh organismů. Z toho můžeme vyvodit, že ochranou motýlích společenstev zajišťujeme i ochranu dalších skupin. Tzn., že motýli fungují jako tzv. deštníkový druh („umbrella species“). Charakteristickým znakem těchto druhů je, že jsou typičtí pro určitý typ silně ohrožených biotopů. Jejich ochrana a ochrana jejich stanovišť zajišťuje i ochranu prostorové mozaiky a tudíž mnoha i dalších druhů (NEW 1997). Proto je důležité, pokud chceme udržet vysokou druhovou diverzitu bezobratlých v naší přírodě, poznání ekologických nároků jednotlivých motýlů. Následný management jejich stanovišť, který zajistí vhodné prostředí pro jejich přežívání, pak může prospět i dalším, méně nápadným a neprostudovaným organismům.

### 3. METODIKA

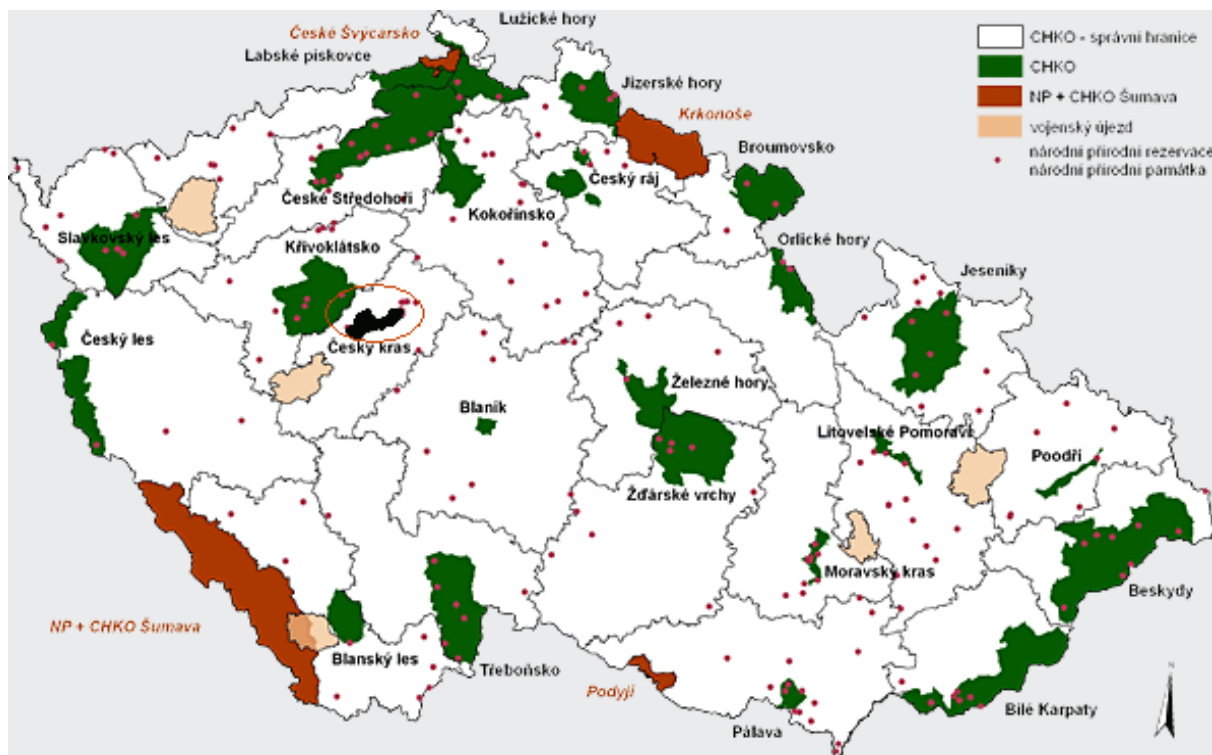
#### 3.1 CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

##### 3.1.1 VYMEZENÍ OBLASTI

Pro řešení projektu bylo vybráno území ležící v jihozápadní části CHKO Český kras vymezeno mezi obcemi Tobolka-Vinařice-Všeradice-Nesvačily-Liteň-Korno (tzn. širší okolí Měňan). Vymezené území se nachází v západní části Středočeského kraje, v bývalém okrese Beroun. Zkoumaná oblast se nachází přibližně 8 km jihovýchodně od Berouna.

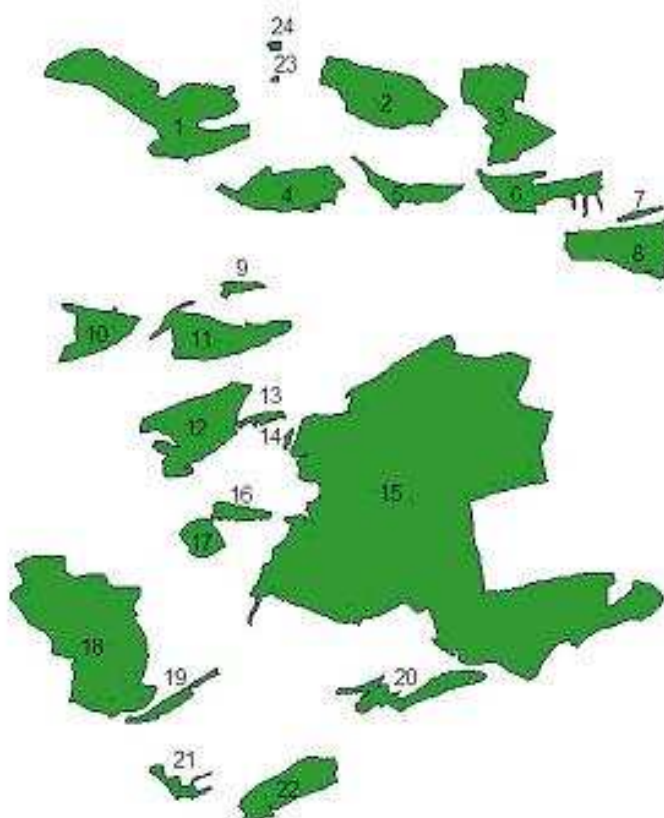
Zájmové území tvoří mozaiku fragmentů lesních biotopů. V důsledku lidského působení byly původní lesní biotopy, které zde dříve zaujímaly rozsáhlé plochy, rozděleny na mnoho malých fragmentů.

Bylo vybráno 24 lesních fragmentů, jejichž lokalizace je vyznačena na Obrázku 3. Jedná se o smíšené a listnaté porosty, které jsou umístěny v převážně zemědělsky využívané krajině.



**Obrázek 2.** Umístění CHKO Český kras v rámci České republiky (zdroj:

<http://www.ceskykras.ochranaprirody.cz/>)



**Obrázek 3.** Vzájemná pozice studovaných ploch

### 3.1.2 STRUČNÁ CHARAKTERISTIKA ABIOTICKÝCH A BIOTICKÝCH PODMÍNEK CHKO ČESKÝ KRAS

Český kras vždy zaujímal výsadní postavení mezi velkoplošnými chráněnými územími České republiky. Díky blízkosti Prahy sem již odedávna směřovaly kroky přírodovědců, sběratelů přírodnin i turistů, které zde lákala atraktivní krajina s bohatou přírodou i starobylý hrad Karlštejn. S poválečným objevem Koněpruských jeskyní se zde rozvinul i čilý krasologický a speleologický ruch. Český kras je také studijním terénem pražských vysokých škol (LOŽEK 2007). 12. dubna 1972 byla na téměř celém území vyhlášena chráněná krajinná oblast, která zaujímá o rozloze 12 823 ha . Součástí je několik maloplošných zvláště chráněných území, a to 2 národní přírodní rezervace, 4 národní přírodní památky, 8 přírodních rezervací a 4 přírodní památky. Region je jedinečný jak z hlediska krajiny a rostlinných a živočišných společenstev, tak i pro svou historii a geologickou minulost - i tu relativně nedávnou.

Krajina Českého krasu svým charakterem reprezentuje typickou českou rozvolněnou venkovskou krajinu. Je charakteristická svou mozaikovitostí. Recentní matici tvoří agrárně sídelní plochy (pole, louky, vesnice), v nichž jsou umístěny různé velké fragmenty z původních lesů.

V Českém krasu vedle sebe existovaly vždy lesy různého druhu, od stinných vlhkých porostů na dně údolí až porozvolněné xerothermní houštiny a krasové stepi na slunných srážech a vrcholech. Ve výše položené jihozápadní části měly lesy příznivější podmínky než na severovýchodě, kde byly více narušovány již od hlubokého pravěku. Vzájemný poměr bezlesí a lesa byl ovlivněn v čase i prostoru osídlením, obvykle v neprospěch lesa.

### ABIOTICKÉ PODMÍNKY

Zájmové území se nachází v geologické jednotce Pražská pánev. Geologický podklad většiny území je tvořen paleozoickými horninami, které jsou zvrásněné a nemetamorfované. Na území Českého krasu je vysoká geodiverzita daná pestrým faciálním vývojem vápenců i výskytem dalších nekarbonátových hornin, jako živinami bohaté diabasy či spraše, nebo naopak chudší břidlice nebo říční štěrkopísky (CHLUPÁČ et al. 1992). Sedimentace tu probíhala v prvohorách od ordoviku do středního devonu. Vznikaly prvohorní útvary, které jsou zastoupeny hlavně mořskými usazeninami břidlic, vápenců a vápnatých břidlic se světově významnými nálezy zkamenělin a stratigrafickými profily. Vzhledem k nepřerušené sedimentaci v tomto období a velkému bohatství zkamenělin má Český kras mimořádný význam pro geologii a paleontologii starších prvohor ve světovém měřítku. V CHKO Český kras se nachází jediné naše chráněné území, které má celosvětový význam — návrší Klouček u Suchomast, jež je mezinárodním stratotypem hranice mezi silurem a devonem. (LOŽEK 2007).

Převládajícím typem půd jsou na vápencích vznikající rendziny nebo vápnité hnědozemě.

Podle geomorfologického členění ČR (DEMEK et al. 2006) je studované území součástí Hercynského systému, provincie Česká vysočina, subprovincie Poberounská soustava, oblasti Brdská oblast, celky Hořovická pahorkatina, a podcelek Karlštejnská vrchovina. Převažujícím typem reliéfu je mírně zvlněná pahorkatina. Největší nadmořské výšky dosahuje vrch Bacin (fragment č. 12) - 499 m n. m. Četné krasové

jevy vtiskly krajině zvláštní ráz. Vápencový podklad je rozryt krasovými kaňony a roklemi, provrtán mnoha jeskyněmi, které uchovávají i zde množství poznatků o pravěké čtvrtohorní fauně, často v nich nalézáme i stopy lidského osídlení. Nejrozsáhlejší jsou Koněpruské jeskyně, které jsou zároveň nejdelším doposud objeveným jeskynním systémem v Čechách.

V rámci Quittova klimaticko-geografického členění bývalého Československa (QUITT 1971) spadá území do oblasti mírně teplé. Tato podnební oblast se víceméně blíží průměru v celé oblasti českých zemí. Klima je teplé a hodně suché. Roční průměrná teplota je 8-9°C a ve vegetačním období se pohybují obvykle mezi 13-14°C. Roční úhrny srážek jsou okolo 500 mm a srážkové maximum připadá na červenec. V zimních měsících jsou srážky minimální, sněhová pokrývka je nízká a vytrvává jen krátce. Díky pestrosti terénu a charakteru rostlinného pokryvu se zde výrazně uplatňují mikroklimatické vlivy.

## BIOTA

Složení květeny a vegetace CHKO Český kras je ovlivněno pestrým geologickým (převážně vápencovým) podkladem, specifickou geomorfologií krajiny, sousedstvím teplejších a sušších regionů xerothermní květenné oblasti a v neposlední řadě i lidskou činností a osídlením. Nalézáme zde tři ekofenomény: říční (Berounka), krasový a vrcholový na JZ a díky tomu je zde bohatá flóra i drobná fauna.

Zájmové území náleží v rámci biogeografického členění České republiky do fyto geografické oblasti české termofytikum, fyto geografického okresu Český kras (CULEK et al. 1996). Jde převážně o acidofilní doubravy a hercynské dubohabřiny.

Z přirozených lesních společenstev jsou zde nejrozšířenější habrové doubravy s převahou habru obecného (*Carpinus betulus*), dubu zimního a letního (*Quercus petraea* s. lat. a *Q. robur*) a často s příměsí lípy srdčité (*Tilia cordata*) a s velmi bohatě rozvinutým bylinným patrem. Významnější indikační hodnotu má zejména jaterník trojlaločný (*Hepatica nobilis*) a dále se vyskytují hájové druhy, jako např. sasanka hajní (*Anemone nemorosa*), jestřábník zední (*Hieracium murorum*), hrachor lecha (*Lathyrus vernus*), strdivka nící (*Melica nutans*), lipnice hajní (*Poa nemoralis*), plicník lékařský (*Pulmonaria officinalis* s. lat.), a řimbaba chocholičnatá (*Tanacetum corymbosum*) (CHYTRÝ et al. 2001)

Lesy jsou to většinou prosvětlené, což je výsledkem dlouhodobého intenzivního lesního hospodaření pařezinovým způsobem především ve středověku (KONVIČKA et al. 2006). Tyto lesy jsou ceněny pro svou druhovou bohatost. Vyskytují se to vzácnější druhy rostlin a živočichů, velké množství vzácných a ustupujících druhů hmyzu (FARKAČ et al. 2005). Mezi vzácnější druhy rostlin patří např. lilie zlatohlavá (*Lilium martagon*), medovník meduňkolistý (*Melittis melissophyllum*), orlíček obecný (*Aquilegia vulgaris*), lýkovec jedovatý (*Daphne mezereum*), okrotice bílá (*Cephalanthera damasonium*), okrotice dlouholistá (*C. ensifolia*), kruštík širolistý (*Epipactis helleborine*), prstnatec bezový (*Dactylorhiza sambucina*), vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*). V komplexu vrchů Mramor a Šamor roste na jediné lokalitě vstavač mužský (*Orchis mascula*). Lokálně se na vhodných lokalitách vyskytuje silně ohrožený kruštík růžkatý (*Epipactis muelleri*) a ohrožený kruštík tmavočervený (*Epipactis atrorubens*) (CÍLEK et al. 2003).

Fauna Českého krasu je rovněž bohatá a pozoruhodná jako rostlinstvo. Z obratlovců se zde vyskytují druhy víceméně stejné jako v jiných částí středních Čech. Mnohem bohatší, ale výrazně méně prozkoumaná je fauna bezobratlých. Zvláště úzký vztah k vápencovému podkladu mají měkkýši. Vyskytuje se zde více než 70 většinou drobných a nenápadných druhů. Z nich kuželovka skalní (*Pyramidula rupestris*) a ovsenka skalní (*Chondrina avenacea*) je známá v České republice jen odsud. Pokud jde o hmyz, vyskytují se zde teplomilné a suchomilné druhy rozšířené jinak hlavně v jižní a jihovýchodní Evropě. Některé skupiny hmyzu jsou zde vázány na specifická stanoviště, např. kamenité sutě, vápencové skály, větší množství lesní opadanky a humusu, ztrouchnivělé dřevo. Jiné jsou vázány na určité druhy rostlin a některé z nich pouze na jediný druh živné rostliny (CÍLEK et al. 2003).

### 3.1.3 Tradice lepidopterologických průzkumů v Českém krasu

Entomologický průzkum motýlů má v Českém krasu tradici, což je do velké míry dáno geografickou pozicí území v blízkosti hlavního města Prahy. Nejprozkoumanějších lokality jsou zejména v NPR Karlštejn a NPR Koda, PR Prokopské a Radotínské údolí. Motýli fauna Českého krasu je intenzivně studována již více než 150 let. Počátky lepidopterologického výzkumu jsou spojeny se jmény prof. F. A. Nickerlem a jeho syn dr. O. Nickerlem. Mezi rozsáhlejší studie fauny motýlů jednotlivých částí Českého krasu patří pak zejména studie SOLDÁTA (1978), SOLDÁTA a STARÉHO (1978), KRUŠKA a SOLDÁTA (1980) a VÁVRY (1993).



Celkem je z území Českého krasu známo cca 2 200 druhů, skutečný počet je však s určitostí vyšší. Z území Českého krasu je přitom známo 80% druhového bohatství Makrolepidoptera Čech a téměř 70% Microlepidoptera Čech. Takto vysoká druhová diverzita je výsledkem neobyčejné rozmanitosti území (členitost terénu, pestré geologické podloží) a dlouhé historie ovlivňování jeho bioty přímou a nepřímou činností člověka. Žijí zde velcí, nápadně zbarvení motýli. Nalézáme zde však i nenápadné a často špatně rozlišitelné druhy ze skupiny tzv. drobných motýlů (Microlepidoptera). Oblast Českého krasu můžeme považovat za faunisticky nejpestřejší a nejčinnější území z hlediska řádu motýlů (Lepidoptera) v Čechách a obdobný biogeografický trend můžeme očekávat i v dalších skupinách bezobratlých.

Typické jsou přirozené či antropogenně podmíněné lokality stepního a lesostepního charakteru, na něž jsou vázány druhy suchomilné a teplomilné, z nichž větší význam mají například drobníček *Parafomoria helianthemella*, vakonoš *Ptilocephala muscella*, vzpřímenka *Parornix szocsi*, klíněnka *Phyllonorycter helianthemella*, trávníček *Elachista heringi*, nesytky *Pennisetia bohémica*, zavíječ *Pyrausta castalis*, okáč *Chazara briseis*, můry *Luperina nickerlii*, *Heliophobus kitti*, *Polia serratilinea*, *Epipsilia latens* a *Euxoa vitta* či lišejníkovce *Paidia rica*.

Vyskytují se zde také chladnomilné druhy, vázané na zastíněné a inverzní polohy svahů, skal a den údolí (např. zavíječ *Pyrausta castalis* či můra *Polia serratilinea*). Zajímavé jsou i druhy úzce vázané na skalní biotopy, jako např. mol *Psychoides verhuella*, předivka *Kessleria alpicella* (význačný dealpin), vakonoši *Eosolenobia mannii* a *Eumasia parietariella*, píďalky *Charissa intermedia*, *Eupithecia semigraphata* a *E. impurata* či můry *Dichagyris candelisequa* a *Albocosta musiva*.

Pro listnaté lesy jsou typické např. moli *Agnathosia mendicella* a *Triaxomasia caprimulgella*, makadlovka *Stenolechiodes pseudogemmellus*, nesytky *Synanthedon soffneri*, slimákovec *Heterogenea asella*, píďalky *Eupithecia egenaria*, *E. immundata*, *Hydrelia blomeri* či podhorská můra *Polychrysis moneta*.

V současné době dochází na území Českého krasu k významným změnám krajinného pokryvu, zejména v souvislosti s pokračujícím útlumem tradičního zemědělského a lesnického obhospodařování a se zvyšující se eutrofizací krajiny. To se projevuje zarůstáním bezlesích a lesostepních formací, na nichž byla sukcese v minulosti blokována. Lze tedy předpokládat, že bude v blízkém budoucnu docházet k ochuzování a fragmentaci stávajících přírodních stanovišť a to se dotkne i lepidopterocenóz (vše LIŠKA et al. 2008).

### 3.2 METODIKA SBĚRU DAT

Jako modelová skupina lesních bezobratlých byli vybráni tzv. velcí motýli „Macrolepidoptera“. Předmětem zájmu jsou skupiny v noci aktivní motýli z čeledi *Noctuidae* (můrovití) a *Geometridae* (píďalkovití). Jsou to naše nejpočetnější čeledi motýlů, s dobře známou ekologií. Z metodického hlediska je podstatné, že jsou to taxony dobře postižitelné lovem na světlo.

**NOCTUIDAE:** Patří mezi nejpočetnější čeledi motýlů na světě. Jednotlivé druhy jsou jak velikostně (rozpětí od 14 do 90 mm), tak vzhledově i ekologicky značně rozdílné. Sosák je dlouhý, tenký, tuhý a u některých druhů nevyvinutý. Oči jsou lysé, obrvené nebo po obvodu pýřité. Tykadla nitkovitá, brvitá, štětinovitá či krátce hřebenitá. Hrud' bývá mohutná, nohy silné. Přední křídla jsou úzce trojúhelníkovitá nebo lichoběžníkovitá, zadní křídla vždy širší. Zbarvení předních křídel je krycí, zadní bývají světlejší, někdy i pestré a výrazné. Jsou to motýli aktivní zvečera a v noci, někteří i ve dne. V ČR bylo zjištěno 472 druhů (BĚLÍN et al. 2003).

**GEOMETRIDAE:** Je to jedna z nejpočetnějších čeledí motýlů na světě. Zahrnuje motýly malé až středně velké (rozpětí křídel od 5 do 57 mm). Tykadla nitkovitá, u samců mohou být brvitá či hřebenitá. Hrud' je velmi jemná, zadeček většinou dlouhý a štíhlý. Křídla mají velkou plochu a jsou velmi rozmanitého tvaru. U samic některých druhů jsou redukována či nevyvinuta. Většina druhů je aktivní zvečera a v noci. V ČR bylo zjištěno 393 druhů (BĚLÍN et al. 2003).

Terénní odchyt nočních motýlů nejčastěji probíhá pomocí různých typů světelných lapačů určených pro monitoring v noci aktivního hmyzu. V noci aktivní bezobratlí jsou touto metodou lákáni na světelný zdroj. Původně se používaly acetylenové a parafinové lampy, později žárovky a nakonec ROBINSON & ROBINSON (1950) vyvinuli UV pasti, které jsou dnes široce rozšířené. Na rozdíl od jiných metod tato metoda nevyužívá přirozeného chování druhu, naopak je založena na jeho narušování. Její funkčnost je závislá na klimatických faktorech, jako je teplota, síla větru, délka a intenzita měsíčního svitu i na intenzitě dalších světelných zdrojů v okolí

pasti. Na druhou stranu je v lesním prostředí oproti otevřeným prostorům mnoho z těchto faktorů potlačeno. Tudíž je tato metoda pro lesní prostředí velmi vhodná.

Mezi další faktory ovlivňující efektivitu pastí patří např. kontrast světelného záření ze světelného zdroje a mírou světla v okolí pasti (čím vyšší kontrast tím větší oblast je zasažena). Většina druhů hmyzu, ačkoliv jsou nalákány světelným zdrojem, vyhledávají po přiletu méně osvětlené plochy. STANLEY & DOMINICK (1970) dokázali, že těžší a rychlejší druhy jsou schopny hůře zastavit či rychle změnit směr letu a tudíž jsou pastmi Pensylvánské typu, jež budou používány v rámci tohoto výzkumu, dobře polapitelné. Narazí do plexiskla a spadnou přímo do pasti. Mezi takové druhy patří např. velké můry. Naopak zástupci čeledi slunéčkovití (*Coccinellidae*) jsou sice pastmi lákány, ale většinou je přeletí nebo spadnou do jejich blízkého okolí, takže zachyceny nejsou. MIKKOLA (1972) studoval jak jsou různé druhy bezobratlých lákány různým spektrálním složením emitovaného světla. Zjistil, že mnoho zástupců dvoukřídlých (Diptera) a čeledi klopuškovitých (*Miridae*, Heteroptera) je lákáno nejvíce na žárovkové světlo, kdežto motýli (Lepidoptera) a čeleď klešťankovití (*Corixidae*, Heteroptera) přilétají více na UV lampy. Chrostíci (Trichoptera) jsou nejvíce lákáni na světelné zdroje typu „black-light“.

Metodicky je propracováno cca deset základních typů pastí (viz SOUTHWOOD 2000). Jsou to Rothamstedská past, Robinsonova past, Pensylvánská past, Minnesota past, Texasská past, New Jerseyká past, Haufe-Burgessova past, Manitobská past, vodní světelná past a další.

Pro odchyt motýlů se jeví nejvhodnější past typu Minnesota resp. její modifikace (Obrázek 4.) s lineárním zářivkovým tělesem, tzv. Pensylvánský lapák. Ta bude použita i v našem případě, kdy budou motýli studováni na úrovni celých lesních fragmentů. Jedná se konstrukčně jednoduchou přenosnou světelnou past. Je osazena souborem do kříže umístěných transparentních hladkých nárazových ploch (CLARCK & CURTIS 1973). Jako atraktant je užita lineární zářivka o světelném výkonu 8W. Pro zvýraznění UV složky emitovaného světla je zabudována UV zářivka Philips TL 8W/08 s elektronickým systémem spínání zářiče. Past je napájena z bateriového zdroje 7,2 Ah/12V. Motýli jsou lákáni ze vzdálenosti 20 až 30 metrů (GRAHAM et al. 1961). Jako smrtící medium se užívá chloroform.

Do středu každé vzorkovací plochy bude umístěna jedna past vždy na jednu noc a to do předem definovaných vegetačních typů. Lapač bude umístěn vždy tak, aby jeho spodní část byla nejnižší při vrcholu vegetačního zápoje. Proto má lapač výškově

nastavitelný stojan. Následující den budou pasti vybírány a odstraněny. Odlovený a chloroformem usmrčený materiál bude ráno sesypán do velkých uzavíratelných plastových dóz, opatřených etiketou s údajem o lokalitě a datu odběru. Některé druhy je nutno dosmrtit (neboť velké druhy jsou často chloroformem jen omámeny). Vzorky budou dočasně uloženy v mrazícím boxu. Každý vzorek musí být řádně označen informacemi jako datum, lokalita, vzorkovací plocha a popis základních klimatologických údajů – teplota, srážky fáze měsíce, oblačnost). Později budou sběry determinovány a faunisticky významné druhy budou sbírkově uloženy.

Každý fragment bude v průběhu vegetační sezóny vzorkován opakovaně. Předpokládá se cca 8 jednorázových odběrů se zvýšením intenzity odběru ve vrcholu vegetační sezóny. Bylo navrženo následující schéma odchytů v měsících: V - 1x, VI - 2x, VII - 2x, VIII - 2x, IX - 1x. Pro účinný lov jsou nutné noci, kdy není jasný měsíc, nevaně silný vítr a předpovědní teplota neklesne pod 12°C.



**Obrázek 4.** Přenosný světelný lapač typu Minnesota resp. její modifikace s lineárním zářivkovým tělesem, tzv. Pennsylvánský lapák, určený pro monitoring v noci aktivních motýlů.

### 3.3 ANALÝZA DAT

Nasbíraná data budou analyzována metodami mnohorozměrné ordinační statistiky. Tyto metody umožňují jednak visualisovat struktury v datech, což může pomoci upozornit na jejich skryté zákonitosti, jednak umožňují testovat specifické hypotézy vážící se ke vztahům mezi druhovým složením a charakteristikami vnějšího prostředí. Pro tyto účely bude použit statistický software CANOCO 4.5 for Windows<sup>®</sup> (TER BRAK & ŠMILAUER 2002).

Tento program pomůže hledat klíčové faktory, které podmiňují strukturu společenstev bezobratlých. Takto bude možno rozkrýt jednotlivé měřené faktory prostředí a jejich význam pro společenstva bezobratlých. Pro interpretaci vztahů mezi klíčovými druhy (ochranářsky významnými druhy) společenstev a faktorů prostředí bude užito regresních modelů.

## 4. VÝSLEDKY

### 4.1. PŘEDBĚŽNÁ ANALÝZA ENTOMOLOGICKÉHO MATERIÁLU

Lapače byly v průběhu roku 2008 zkonstruovány a úspěšně odzkoušeny v závěru sezóny. První instalace proběhla v termínu: 18.-19.9.2008. Ovzorkováno bylo 15 lokalit v 5 lesních fragmentech, každá jedním lapačem (a to 5 lokalit ve fragmentu 2; 7 lokalit ve fragmentu 15 a po jedné ve fragmentech 17, 23, 24). Pořízený materiál byl determinován.

Bylo nalezeno celkem 52 jedinců, 11 druhů z čel. *Noctuidae* a 3 druhy z čel. *Geometridae*. Vzhledem k tomu, že byl už konec sezóny a bylo už velmi chladno (do 5°C) není možné provést ani orientační zhodnocení. Je možné pouze podotknout, že byly nalezené druhy byly převážně lesní eurosibiřského faunistického regionu a zastoupeny byly též cenné prvky teplomilných doubrav. Zajímavý a také velmi cenný je zejména výskyt můry *Agrochola humilis*, jejíž výskyt byl u nás potvrzen pouze ve středních Čechách a na J Moravě. Nálezy druhů *Agrochola lychnidis* a *Opigena polygona* jsou také zajímavé, protože to jsou druhy otevřených teplejších stanovišť.

Se započatou letošní sezonou byly pasti instalovány zatím pouze dvakrát, a to v termínech: 22.-23.4. a 28.-29.4. v obou případech na 15 různých lokalitách. V prvním případě bylo nalezeno 37 druhů z čel. *Noctuidae* a 26 z čel. *Geometridae*, v druhém 48 z čel. *Noctuidae* a 41 z čel. *Geometridae*. Přesná data jsou uvedena v Přílohách (Tabulka 2.- 4.). Jako významnější nálezy lze uvést druhy: *Actinotia polyodon*, *Minucia lunaris*, *Polyploca ridens*, *Peridea anceps*, *Cyclophora porata*, *Epirrhoe galiata*, *Chesias legatella*, *Lomographa distinctata*, *Paradairsa consonaria*.

Lze usuzovat, že druhová diverzita bude ještě nesrovnatelně pestřejší, vzhledem k prozatímnímu rozsahu průzkumu a termínu instalace světelných pastí.

## 4.2 STANOVENÍ KONEKTIVITY LESNÍCH FRAGMENTŮ

Míra konektivity vyjadřuje míru propojenosti jednotlivých stanovišť a jejich dostupnost pro dispergující jedince v rámci jedné metapopulace (HANSKI 1996; DYCK & MATTHYSEN 1999; DENNIS et al. 2000, 2001). Se vzrůstající propojeností stoupá míra emigrace a imigrace. To znamená, že s rostoucí mírou konektivity lesních fragmentů by měla růst i druhová diverzita lesních druhů.

Znalost míry konektivity bude výchozím podkladem pro interpretaci druhové diverzity jednotlivých studijních ploch až bude sesbírán entomologický materiál. Potom bude možné zhodnotit environmentální charakteristiky, ke kterým lze vztahovat strukturní parametry společenstev bezobratlých.

Protože bylo v současné době možné testovat pouze známé parametry krajiny, tzn. velikosti ploch a jejich vzájemnou vzdálenost, byla pro vyhodnocení konektivity zájmového území zvolena v ekologii běžně užívaná metoda tzv. „Model incidenční funkce“ (*Incidence Function Model* (IFM)). Ta stanovuje míru izolovanosti subpopulací v rámci dané metapopulace. Tento model sestrojil a popsal HANSKI (1991, 1994), který pomocí něj studoval populace hnědáška chrastavcového (*Euphydryas aurinia*).

Model incidenceční funkce umožňuje předpovídat chování metapopulace v budoucnosti na základě výskytu (incidence) druhu na jednotlivých ploškách, znalosti rozložení plošek v krajině (k čemuž v nejjednodušším případě stačí jen mapa či letecké snímky) a znalosti mobility druhu (zjištěné metodou zpětných odchytů). Proto je třeba model kombinovat s terénním výzkumem. Fakticky model vychází z teorie ostrovní biogeografie, přičemž konektivita daného fragmentu stoupá s velikostí plochy a vzájemnou blízkostí k okolním fragmentům. Objektivněji stanovuje význam daného prostředí z hlediska přežívání druhů (MOILANEN & NIEMINEN 2002). Vychází, mimo jiné, z velikostí všech fragmentovaných ploch a jejich vzdáleností (MOILANEN & NIEMINEN 2002). Umožňuje například odhadnout, jak metapopulace zareaguje na zmenšení či zvětšení rozlohy a počtu vhodných biotopů (BENEŠ et al. 2002). Model vychází opět z předpokladů, že pravděpodobnost kolonizace klesá se vzdáleností mezi ploškami a pravděpodobnost extinkce klesá s velikostí plošky. *Incidence Function Model* zahrnuje navíc také informace o míře emigrace a imigrace a schopnosti disperze bezobratlých živočichů (např. průměrná maximální délka letu imág).

Pro metapopulační modely jsou důležité především údaje o mobilitě, které se získávají metodou zpětných odchyť, znalost rozlohy všech plošek a jejich vzájemných populací a znalost obsazenosti či neobsazenosti plošek v čase. Základní formule pro výpočet IFM vypadá takto:

$$S_i = A_i^c \sum_{j \neq i} \exp(-\alpha d_{ij}) A_j^b$$

Přičemž  $S_i$  představuje konektivitu plochy  $i$ ,  $d_{ij}$  je vzdálenost mezi plochami  $i$  a  $j$  (všechny vzdálenosti byly měřeny od okraje k okraji bezlesí), parametr  $\alpha$  určuje vliv vzdálenosti na migraci ( $1/\alpha$  je průměrná vzdálenost migrace) a proměnné  $b$  a  $c$  stanovují míru emigrace a imigrace (MOILANEN & NIEMINEN 2002).

Rozlohu ploch a jejich vzájemné vzdálenosti jsem naměřila pomocí programu ArcView GIS 3.2. Vzdálenosti byly měřeny od kraje jedné plochy ke kraji plochy další. Musíme brát na vědomí, že zájmové území, 24 fragmentů, je striktně vymezený výsek krajiny, který je dále nutno zasadit do širšího krajinného rámce. Proto jsme do výpočtu zahrnuli i lesní fragmenty do 3,5 km za hranicí vymezené oblasti (viz Přílohy: Obrázek 5.). Tím neopomeneme ani případný vliv širšího okolí.

Alfa je průměrná rozptylová vzdálenost, zjištěná opakovaným odchytem. Model byl počítán pro hladinu parametru  $\alpha = 1,5$ , která představuje hodnotu pro disperzně schopnější druhy pohybující se do vzdálenosti 1 – 3,5 km, tzn. létaví hmyz – motýli. Pro míru emigrace a imigrace byly dosazeny přibližně střední hodnoty ( $b = 0,3$  a  $c = 0,2$ ), charakteristické pro motýly (HANSKI et al. 2000). Přesné stanovení hodnot bude vyžadovat terénní odchyt na všech studovaných plochách, což je plánováno během příští vegetační sezóny.

Lesní plochy dosahující vyšších hodnot IFM budou druhově bohatší pro lesní druhy a z populačně ekologického hlediska budou vystupovat jakožto zdroje jedinců pro menší lesní fragmenty v okolí. Plochy s nízkou hodnotou IFM jsou izolovanější a může na nich docházet k nedostatečnému plnění ekologických funkcí, a tím i možnému vymírání druhů.

V Tabulce 1. jsou vypočítané hodnoty a různá míra konektivity všech 24 lesních fragmentů je graficky znázorněna na Obrázku 6 (viz Přílohy). Nejvyšší hodnotu míry konektivity vykazuje centrální a současně největší fragment Šamor-Mramor. Vysokých hodnot dosahují také další větší fragmenty (1, 2, 3, 11). Nejnížší hodnoty IFM jsou



patrné zejména u okrajových fragmentů (21, 7) a u fragmentů velmi malých (14, 23, 24). Zahrnutím širšího okolí se hodnoty oproti předešlé studii, kdy byly počítány jen pro vymezený výsek krajiny daných 24 fragmentů (KURAS et al. 2008), výrazně změnily.

**Tabulka 1.** Míra konektivity lesních fragmentů v zájmovém území (CHKO Český kras). Konektivita kalkulována pomocí IFM pro hodnotu  $\alpha = 1,5$ ; v pravé části tabulky sestupně dle hladiny IFM

Lesní fragment	Rozloha (ha)	IFM ( $\alpha_{1.5}$ )	Lesní fragment	Rozloha (ha)	IFM ( $\alpha_{1.5}$ )
1	33,8976	<b>45,43</b>	21	2,5708	11,45
2	19,8996	<b>37,15</b>	24	0,3146	12,36
3	20,0261	<b>37,10</b>	7	0,8084	12,88
4	13,2517	<b>33,62</b>	14	0,4507	13,12
5	7,7731	29,16	19	2,829	14,16
6	8,8467	28,43	20	4,7258	14,2
7	0,8084	12,88	22	11,7621	14,91
8	14,1192	24,75	23	0,7187	17,26
9	1,4782	18,78	13	1,4609	17,81
10	9,4336	28,89	16	3,1237	18,69
11	15,4471	35,21	9	1,4782	18,78
12	20,9212	33,76	17	4,6012	19,11
13	1,4609	17,81	8	14,1192	24,75
14	0,4507	13,12	6	8,8467	28,43
15	257,2529	74,51	10	9,4336	28,89
16	3,1237	18,69	5	7,7731	29,16
17	4,6012	19,11	18	52,8149	29,72
18	52,8149	29,72	4	13,2517	33,62
19	2,829	14,16	12	20,9212	33,76
20	4,7258	14,20	11	15,4471	35,21
21	2,5708	11,45	3	20,0261	37,1
22	11,7621	14,91	2	19,8996	37,15
23	0,7187	17,26	1	33,8976	45,43
24	0,3146	12,36	15	257,2529	74,51

## 5. DISKUZE

V této práci jsem se v teoretické části pokusila nastínit problematiku ohrožených nočních motýlů v souvislosti s fragmentací lesní krajiny. Popsala jsem metodiku terénního výzkumu a zhodnotila konektivitu mezi lesními fragmenty v zájmovém území, což bude základním podkladem pro interpretaci druhové diverzity jednotlivých studijních ploch.

Fragmentace stanovišť se na populační úrovni projevuje vznikem metapopulací. Metapopulační teorie se snaží vysvětlit perzistenci souboru malých populací. Metapopulační přístup je mnohem užitečnější pro porozumění a péči o daný druh než popis jedné populace. Motýlí populace často zanikají, ale migrace a kolonizace neobsazených území umožňují danému druhu přežít.

Jako nejvhodnější metoda pro studium nočních motýlů se jeví lákání na světelný zdroj pomocí jednoduchých přenosných světelných pastí typu Minnesota, resp. její modifikace s lineárním zářivkovým tělesem tzv. Pennsylvánský lapač. Pokud jde o orientační faunistické zhodnocení společenstva motýlů, je zatím možné pouze poznamenat, že jde o druhy lesní a zastoupeny jsou též cenné prvky teplomilných doubrav. Vzhledem k rozsahu zpracovaného entomologického materiálu a termínu instalace světelných pastí, je zřemé, že druhová spektra budou nesrovnatelně pestřejší. K tomu ej ale potřeba opakovaného vzorkování, které je plánované na vegetační sezónu roku 2009. Následně pak bude možné vyhodnotit základní cenologické charakteristiky (pomocí indexů alfa-diverzity, rarefrakce, beta-diverzity a podobnosti společenstev).

Pomocí modelu incidenční funkce, který se jeví jako vhodný pro využití v ochranářském managementu, jsem vyhodnotila konektivitu zájmových lesních fragmentů v jihozápadní oblasti CHKO Český kras. Pro naměření vzdáleností a rozloh jsem použila program ArcView GIS 3.2. Výhodou tohoto modelu je, že parametry modelu lze získat z běžně dostupných empirických dat (velikost plošek, lokalizace, osídlenost plošek). Hlavním zjištěním výpočtu IFM je jednoznačně nejvyšší míra konektivity centrálního a současně největšího lesního fragmentu Šamor-Mramor. Lze předpokládat, že na sebe bude tento fragment vázat maximum druhové diverzity a bude zřejmě sloužit jako zdrojová („source“) plocha pro okolní fragmenty ve smyslu migrace jedinců v rámci metapopulace. U fragmentů s nejnižšími hodnotami IFM předpokládáme nízkou druhovou rozmanitost. Tyto plošky jsou izolovanější, a tak je

možné, že na nich bude docházet k nedostatečnému plnění ekologických funkcí, a tím i možnému vymírání druhů.

Vyhodnocení konektivity bude základním podkladem pro interpretace vztahu velikosti a izolovanosti fragmentu a druhové diverzity nočních motýlů. Vztah diverzita-konektivita bude dále studován metodami mnohorozměrné statistiky umožňující predikci dalšího vývoje druhové diverzity v závislosti na rostoucí konektivitě. Použit bude zobecněný lineární model GLM mezi IFM a druhovou diverzitou (Shannonův index). To napomůže identifikovat vztahy mezi kvalitou stanovišť ohrožených a indikačních druhů vzhledem k ekologickým charakteristikám fragmentované krajiny. To považujeme za vhodný základ pro analýzu struktury krajiny a stanovení jejího managementu.

## 6. ZÁVĚR

Cílem této práce bylo nastínit problematiku fragmentace krajiny ve vztahu k diverzitě společenstev nočních motýlů. Byla popsána metodika monitoringu nočních motýlů a propočítána konektivita jednotlivých lesních fragmentů zájmového území (jihozápadní část CHKO Český kras). Vzhledem k tomu, že jde jen o úvod do této problematiky a terénní výzkum bude uskutečněn až následující vegetační sezónu, není možné nyní usuzovat na nějaké větší závěry. Spolu s terénním výzkumem budeme hledat odchylky druhového bohatství jednotlivých fragmentů od predikce modelu incidenční funkce. Budeme hodnotit zda jejich konektivita vede k nárůstu druhové rozmanitosti lesních druhů nočních motýlů. Potom bude možné výsledky použít jako podklad pro plán péče CHKO Český kras a navrhnout optimální konektivitu v krajině.

## 7. POUŽITÁ LITERATURA

- ALLENDORF F. W. & LUIKART G. (2007): *Conserving Global Biodiversity? Conservation and the Genetics of Populations*. Blackwell Publishing, Oxford.
- ATAURI J.A. & LUCIO J.V. (2001): The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147–159.
- BAGUETTE M. (2004): The classical metapopulation theory and the real, natural world: a critical appraisal. *Basic and Applied Ecology* 5: 213 – 224.
- BAILEY S.A., HAINES-YOUNG R.H., WATKINS C. (2002): Species presence in fragmented landscapes: modelling of species requirements at the national level. *Biological Conservation* 108: 307 – 316.
- BEGON M., HARPER J.L., TOWNSEND C.R. (1997): *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- BEIER P & NOSS, R.F. (1998): Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241–1252.
- BĚLÍN V. & HRABÁK R. (2003): *Noční motýli České a Slovenské republiky = Nachtfalter der Tschechischen und Slowakischen Republik*. Kabourek, Zlín.
- BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLÍČKO A., VRABEC V., WEIDENHOFFER Z. (2002): *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II / Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I, II*. Společnost pro ochranu motýlů, Praha.
- BERGMAN K.O., ASKLING J., EKBERG O., IGNELL H., WAHLMAN H., MILBERG P. (2004): Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography* 27: 619-628.
- BRAK TER C.J.F. & ŠMILAUER P. (2002): *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca.

- BROOKER M. & BROOKER L. (2001): Breeding biology, reproductive success and survival of blue-breasted fairy-wrens in fragmented habitat in the Western Australian wheatbelt. *Wildlife Research* 28: 205–214.
- BROOKS T.M., PRIM S.L. & OYUGI J.O. (1999): Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation biology* 13: 1140-1150.
- BURGESS R.L. & SHARPE D.M. (1981): *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York.
- CASSEL-LUNDHAGEN A., SJÖGREN-GULVE P. & BERGLIND S-Å. (2007): Effects of patch characteristics and isolation on relative abundance of the scarce heath butterfly *Coenonympha hero* (Nymphalidae). *Journal of Insect Conservation* 4: 253-261.
- CHEN J., SAUNDERS S. D., CROW T., BROSOFSKE K. D., MROZ G., NAIMAN R., BROOKSHIRE B. & FRANKLIN J. (1999): Microclimatic in forest ecosystems and landscapes. *Bioscience* 49: 288–297.
- ČÍLEK V., LOŽEK V. & KUBÍKOVÁ J. (2003): *Střední Čechy. Příroda, člověk, krajina*. Dokořán, Praha.
- CLARCK J.D. & CURTIS C.E. (1973): A battery-powered light trap giving two years continuous operation. *Journal of Economic Entomology* 66: 393-396.
- COLLINS S.L. & GLENN S.M. (1991): Importance of Spatial and Temporal Dynamics in Species Regional Abundance and Distribution, *Ecology* 72: 654-664.
- CULEK M. (1996): *Biogeografické členění České republiky*. Enigma, Praha.
- DE JONG J. (1995): Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. *Acta Theriologica* 40: 237–248.
- DEBINSKI D.M. & HOLT R.D. (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342–355.
- DEMEK J. (ed.) (2006): *Hory a nížiny, Zeměpisný lexikon ČR*, Brno.
- DENNIS R.H.L (1993): *Butterflies and Climate change*. Manchester University Press, Manchester.
- DENNIS R.L.H. & EALES H.T. (1997): Patch occupancy in *Coenonympha tullia* (Muller, 1764) (Lepidoptera: Satyrinae): habitat quality matters as much as patch size and isolation. *Journal of Insect Conservation* 1: 167–176.

- DENNIS R.L.H. & EALES H.T. (1999): Probability of site occupancy in the large heath butterfly *Coenonympha tullia* determined from geographical and ecological data. *Biological Conservation* 87:295–301.
- 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.
- DOVER J. & SETTELE J. (2008): The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation* 13: 3-27.
- EHRlich P.R. (1989): The structure and dynamics of Butterfly populations. In: Vane-Wright R.I., Ackery P.R. (Eds). *The biology of butterflies*. Princeton: Princeton University.
- EHRlich P.R. & HANSKI I. (2003): *On the wings of checkerspots. A model system for population biology*. Oxford University Press, New York.
- ERHARDT A. (1985): Diurnal Lepidoptera: Sensitive indicators of cultivated and abandoned grasslands. *Journal of Applied Ecology* 22: 849-861.
- ERHARDT A. & THOMAS J.A. (1991): Lepidoptera as Indicators of Change in the Semi-natural Grasslands of Lowland and Upland Europe, 213-236 In: Collins N.M. and Thomas J.A., eds., *The conservation of insects and their habitats*. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London. Academic Press, London.
- ERIKSSON O. & KIVINIEMI K. (1999): Site occupancy, recruitment and extinction thresholds in grassland plants: an experimental study. *Biological Conservation* 87: 319-325.
- FAABORG J., BRITTINGHAM M., DONOVA T. & BLAKE J. (1995): Habitat Fragmentation in the Temperate Zone. *Perspective for Managers* 331-338.
- FARKAČ J., KRÁL D. & ŠKORPÍK M. (eds.) (2005): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- FLOREN A. (2005): Diversity of arboreal spiders in primary and disturbed tropical forests. *The Journal of Arachnology* 33: 323–333.
- FINDLAY C. S. & HOULIHAN J. (1997): Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology* 11: 1000–1009.
- FREESE A., BENEŠ J., BOLZ R., ČÍŽEK O., DOLEK M., GEYER A., GROS P., KONVIČKA M., LIEGL A. & STETTNER C. (2006): Habitat use of the

- endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Animal Conservation* 9: 388-397
- GARDNER J. L. (1998): Experimental evidence for edge-related predation in a fragmented agricultural landscape. *Australian Journal of Ecology* 23: 311–321.
- GILPIN M.E. & SOULÉ M.E. (1986): Minimum viable populations and processes of species extinctions. In: M.E. Soulé (ed.) *Conservation biology – the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland 19-34.
- GOLDEN D. M., & CRIST T. O. (2000): Experimental effects of habitat fragmentation on rove beetles and ants: patch area or edge? *Oikos* 90: 525–538.
- GRAHAM H.M., GLICK P.A. & HOLLINGSWORTH J.P. (1961): Effective range of argon glow lamp survey traps for pink bollworm adults. *Journal of Economic Entomology* 54: 788-789.
- GUTIERREZ D., LEON-CORTES J. L., MENENDEZ R., WILSON R. J., COWLEY M. J. R. & THOMAS C.D. (2001): Metapopulations of Four Lepidopteran Herbivores on a Single Host Plant, *Lotus corniculatus*. *Ecology* 82: 1371-1386.
- HANSKI I. (1996): Metapopulation ecology. In: Rhodes, O.E. Jr., Chesser, R.K. & Smith, M.H. (eds.), *Population Dynamics in Ecological Space and Time*, pp. 13-43, University of Chicago Press, Chicago.
- HANSKI I. (1998): Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49.
- HANSKI I. (1999): *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.
- HANSKI I. (2005): *The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- HANSKI I., ALHO J. & MOILANEN A. (2000): Estimating the parameters of migration and survival for individuals in metapopulations. *Ecology* 81: 239-251.
- HANSKI I. & OVASKAINEN O. (2000): The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 491-494.
- HANSKI I. & OVASKAINEN O. (2002): Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16: 666-673.
- HANSKI I. & OVASKAINEN O. (2003): Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* 64, 119-127. Hendrickx, F., et al. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340-351.



- HANSKI I. & SIMBERLOFF D. (1997): The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. In: Hanski, I. & Gilpin, M.E. (eds.), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution* 5-26, Academic Press, San Diego.
- HARGIS C.D., BISSONETTE J.A. & DAVID J.L. (1998): The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167–186.
- HARRISON S., MARON J. & HUXEL G. (2000): Regional turnover and fluctuation in populations of five plants confined to serpentine soils. *Conservation Biology* 14: 769-779.
- HILL J.K., THOMAS C.D. & LEWIS O.T. (1996): Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. *Journal of Animal Ecology* 65: 725–735.
- CHLUPÁČ I. et al. (1992): *Paleozoikum Barrandienu, ČGÚ, Praha.*
- CHYTRÝ M., KUČERA T. & KOČÍ N. (2001): *Katalog biotopů České republiky, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.*
- JEANNERET P., SCHUPBACH B. & LUKE H. (2003): Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98: 311-320.
- KNIGHT R.L., SMITH F.W., ROMME W.H. & BUSKIRK S.W. (2000): *Forest fragmentation in the Southern Rocky Mountains. University Press of Colorado.*
- KONVIČKA M. & BENEŠ J. (2005): *Stav a změny biodiverzity denních motýlů. Ukazatele změn biodiverzity, Academia, Praha.*
- KONVIČKA M., ČÍŽEK L. & BENEŠ J. (2006): *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.*
- KRUESS A. & TSCHARNTKE T. (2002): Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16: 1570-1580.
- KRUŠEK K. & SOLDÁT M. (1980): *Motýlí fauna Karlštejska – 2. část. Bohemia Centralis* 9: 109–161.
- KURAS T., ČERNÁ K., ŠIPOŠ J. & HAJDAJ P. (2008): *VaV Limity ochrany biodiverzity ve fragmentované krajině: Část bezobratlí: Závěrečná zpráva 2008. Katedra ekologie, PřF UP, Olomouc.*

- LANDE R., ENGEN S. & SAETHER B.-E. (2003): Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation. In: Harvey, P.H., May R.M., (eds), Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, Oxford, UK.
- LAURANCE W.F. & BIERREGAARD JR., Editors. (1997): Tropical Forest Remnants: Ecology, Conservation, and Management of Fragmented Communities. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- LAURANCE W.F., LOVEJOY T.E., VASCONCELOS H.L., BRUNA E.M., DIDHAM R.K., STOUFFER P.C., GASCON C., BIERREGAARD R.O., LAURANCE S.G. & SAMPAIO E. (2002): Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605–618.
- LEBRETON J.-D., BURNHAM K.P., CLOBERT J. & ANDERSON D.R. (1992): Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67–118.
- LEVINS R. (1970): Extinction. In: Gerstenhaber M (ed) Some mathematical questions in biology. Lectures on mathematics in life sciences, vol II. American Mathematical Society, Providence 77–107.
- LIDICKER W.Z. (1999): Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14: 333–343.
- LINDENMAYER D.B. & FRANKLIN J.F. (2002): Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive Multiscaled Approach. Island Press, Washington.
- LIPSKÝ Z. (2000): Sledování změn v kulturní krajině: učební text pro cvičení z předmětu Krajinná ekologie. Lesnické práce, Kostelec nad Černými lesy.
- LIŠKA J., PETRŮ M. & ŠPRYŇAR P. (2008): Motýli Českého krasu, In: Laštůvka Z., Šefrová H. (eds.): III. Lepidopterologické kolokvium. Program a sborník abstraktů. AF MZLU v Brně (24. ledna 2008)
- LOŽEK V. (2007): Zrcadlo minulosti: česká a slovenská krajina v kvartéru, Dokořán, Praha.
- MACARTHUR R.H. & WILSON, E.O. (1967): The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press.
- MADER H.J. (1984): Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81–96.
- MANSON R.H., OSTFELD R.S. & CANHAM C.D. (1999): Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. *Landscape Ecology* 14: 355–367.

- MIKKOLA K. (1972): Behavioural and electrophysiological responses of night-flying insects, especially Lepidoptera, to near-ultraviolet visible light. *Annales Zoologici Fennici* 99: 225-254.
- MOILANEN A. & NIEMINEN M. (2002): Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83: 1131-1145.
- NĚMEC J. & POJER F. et al. (2007): *Krajina v České Republice*. Consult Praha, Praha.
- NEW T.R. (1997): Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation* 1: 5-12.
- NOVÁK K. 1969: *Metody sběru a preparace hmyzu*. NČSAV, Praha.
- OFF H. & RITCHIE M.E. (2002): Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 58: 83-92.
- OOSTERMEIJER J.G.B. & VAN SWAAY C.A.M. (1998): The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. *Biological Conservation* 86: 271-80.
- OVASKAINEN O. & HANSKI I. (2003): How much does an individual habitat fragment contribute to metapopulation dynamics and persistence? *Theoretical Population Biology* 64: 481-495.
- PAOLETTI M.G. & CANTARINO C.M. (2002): Sex ratio alterations in terrestrial woodlice populations (Isopoda: Oniscidea) from agroecosystems subjected to different agricultural practices in Italy. *Applied Soil Ecology* 19: 113-120.
- PATON P. (1994): The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17-26.
- POKORNÝ P., HÁJEK P., SÁDLO J., CÍLEK V. & DRESLEROVÁ D. (2005): *Krajina a revoluce. Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny Českých zemí*. Malá Skála, Praha.
- PRIMACK R.B. (1993): *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland.
- PRIMACK R.B. et al. (2001): *Biologické principy ochrany přírody*. Portál, Praha.
- QUITT E. 1975: *Mapa klimatických oblastí, 1:500 000*. GgÚ, Brno.
- REVILLE B.J., TRANTER J.D. & YORKSTON H.D. (1990): Impact of forest clearing on the endangered seabird, *Sula abbotti*. *Biological Conservation* 51: 23-38.
- RICKLEFS R.E. & SCHLUTER D. (eds) (1993): *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press.

- ROBINSON H.S. & ROBINSON P.J.M. (1950): Some notes on the observed behaviour of Lepidoptera in flight in the vicinity of light-sources together with a description of a light-trap designed to take entomological samples. *Entomologist's Gazette* 1: 3-15.
- ROCHELLE J. A., LEHMAN L. & WISNIEWSKI J. (1999): *Forest fragmentation: wildlife and management implications*. Boston, MA, USA: Brill Academic Publishers.
- ROLAND J. et al. (2000): Alpine *Parnassius* butterfly dispersal: effects of landscape and population size. *Ecology* 81: 1642–1653.
- SAUNDERS D.A. (1989): Changes in the avifauna of a region, district and remnant as a result of fragmentation of native vegetation: the wheatbelt of Western Australia. A case study. *Biological Conservation* 54: 99-135.
- SAUNDERS D.A., HOBBS R.J. & MARGULES C.R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- SCHMIEGELOW F.K.A., MACHTANS C.S. & HANNON S.J. (1997): Are boreal birds resistant to forest fragmentation: an experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78: 1914-1932.
- SHREEVE T.D., DENNIS R.H.L., ROY D.B. & MOSS D. (2001): An ecological classification of British butterflies: ecological attributes and biotope occupancy. *Journal of Insect Conservation* 5: 145-161.
- SOLDÁT M. (1978): Fauna denních motýlů (Rhopalocera) Karlíštejnska. *Bohemia Centralis* 7: 163–169.
- SOLDÁT M. & STARÝ B. 1978: Fauna drobných motýlů Karlíštejnska. *Bohemia Centralis* 7: 105–149.
- SOULE M.E. & SIMBERLOFF D. (1986): What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves?. *Biological Conservation* 35: 19-40.
- SOUTHWOOD T.R.E. & HENDERSON P.A. (2000): *Ecological Methods*. 3rd ed. Blackwell Science, Oxford.
- SOUTY-GROSSET, C., BADENHAUSSER, I., REYNOLDS, J.D. & MOREL, A. (2005): Investigations on the potential of woodlice as bioindicators of grassland habitat quality. *Pedobiologia* 4: 109-116.
- STANLEY J.M. & DOMINICK C.B. (1970): Funnel size and lamp wattage influence on light-trap performance. *Journal of Economic Entomology* 63: 1423-6.
- STORCH D. & MIHULKA S. (2000): *Úvod do současné ekologie*, Portál, Praha.

- STORCH D. 2000. Přežívání populací v ostrůvkovitém prostředí. *Vesmír* 79: 143 – 145.
- THOMAS J.A. (1984): The conservation of butterflies in temperate countries: past efforts and lessons for the future. In: Vane.Wright, R.I., Ackery, P.R. (eds) *The biology of Butterflies*, Symposium of Royal Entomological Society 11: 333-353. Academic Press, London.
- THOMAS J.A. (1991): Rare species conservation: case studies of European butterflies. In: Spellerberg I.F., Goldsmith F.B. & Moris M.G. (eds) *Scientific management of temperate communities for conservation*, pp. 149-197, 29th Symposium of the British Ecological Society. Blackwell, Oxford.
- THOMAS C.D. & HANSKI I. (1997): Butterfly metapopulations. In: Hanski, I.A. & Gilpin, M.E. (eds.), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*, pp. 359-386, Academic Press, San Diego.
- THOMAS C.D., JORDANO D., LEWIS O.T., HILL J.K., SUTCLIFFE O.L., & THOMAS J.A. (1998b): Butterfly distribution patterns, processes and conservation. In: Mace GM, Balmford A, Ginsberg JR (eds) *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 107–138.
- TKADLEC E. (2008): *Populační ekologie : struktura, růst a dynamika populací*. Univerzita Palackého, Olomouc.
- VANDEWOESTIJNE S., POLUS E. & BAGUETTE M. (2005): Fragmentation and insects: theory and application to calcareous grasslands. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 9: 139-142.
- VÁVRA J. (1993): Nové nálezy drobných motýlů (Microlepidoptera) v CHKO Český Kras. *Bohemia Centralis* 22: 35-49.
- WAHLBERG N., KLEMETTI T., SELONEN V. & HANSKI I. (2002): Metapopulation structure and movements in five species of checkerspot butterflies. *Oecologia* 130: 33-43.
- WEIBULL A.C. & OSTMAN O. (2003): Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4: 349-361.
- WIENS J.A. (1995): Habitat fragmentation: island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: S97–S104.

- WILCOVE D.S., McLELLAN C.H. & DOBSON A.P. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ M. E. (ed.), Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland 237-256.
- WILCOX B.A. & MURPHY D.D. (1985): Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, 125: 879-887.
- WHITTAKER R.J. (1999): *Island Biogeography. Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford University Press, USA.
- ZENG H. & WU X.B. (2005): Utilities of edge-based metrics for studying landscape fragmentation. *Computers, Environment and Urban Systems* 29: 159 – 178.
- <http://www.ceskykras.ochranaprirody.cz/>

## 8. PŘÍLOHY

**Tabulka 2.** Přehled zaznamenaných druhů čeledí Noctuidae a Geometridae metodou přenosných světelných pastí instalovaných 18.-19.9. 2008 v CHKO Český kras.

NOCTUIDAE	GEOMETRIDAE
<i>Agrochola circellaris</i>	<i>Ennomos autumnariu,</i>
<b><i>Agrochola humilis</i></b>	<i>Ennomos erosarius</i>
<i>Agrochola laevis</i>	<i>Chloroclysta siterata</i>
<b><i>Agrochola lychnidis</i></b>	
<i>Allophyes oxyacanthae</i>	
<i>Ammoconia caecimacula</i>	
<i>Conistra vaccinii</i>	
<i>Hypena proboscidalis</i>	
<i>Noctua pronuba</i>	
<b><i>Opigena polygona</i></b>	
<i>Xestia c-nigrum</i>	

Pozn.: faunisticky významné nálezy jsou v přehledu druhů **proznačeny**.

**Tabulka 3.** Přehled zaznamenaných druhů čeledí Noctuidae a Geometridae metodou přenosných světelných pastí instalovaných 22.-23.4. 2009 v CHKO Český kras.

NOCTUIDAE	GEOMETRIDAE
<i>Acronicta auricoma</i>	<i>Anaitis plagiata</i>
<i>Acronicta rumicis</i>	<i>Cleora cinctaria</i>
<i>Agrochola circellaris</i>	<i>Colotois pennaria</i>
<i>Agrochola helvola</i>	<i>Cyclophora annulata</i>
<i>Agrochola humilis</i>	<i>Cyclophora punctaria</i>
<i>Agrochola laevis</i>	<i>Ectropis crepuscularia</i>
<i>Agrochola lychnidis</i>	<i>Ennomos autumnarius</i>
<i>Agrochola macilenta</i>	<i>Ennomos erosarius</i>
<i>Allophyes oxyacanthae</i>	<i>Epirrhoe alternata</i>
<i>Ammoconia caecimacula</i>	<i>Epirrita christyi/autumnata</i>
<i>Amphipyra pyramidea</i>	<i>Eupithecia sp.</i>
<i>Asteroscopus sphinx</i>	<i>Hydria cervinalis</i>
<i>Catocala fraxini</i>	<i>Chesias legatella</i>
<i>Cerastis leucographa</i>	<i>Chloroclysta miata</i>
<i>Cerastis rubricosa</i>	<i>Chloroclysta siterata</i>
<i>Colocasia coryli</i>	<i>Lampropteryx suffumata</i>
<i>Conistra cf. ligula</i>	<i>Ligdia adustata</i>
<i>Conistra erythrocephala</i>	<b><i>Lomographa distinctata</i></b>
<i>Conistra rubiginea</i>	<i>Lycia hirtaria</i>
<i>Conistra rubiginosa</i>	<i>Paradarsia consonaria</i>
<i>Conistra vaccinii</i>	<i>Peribatodes rhomboidarius</i>
<i>Diloba caeruleocephala</i>	<i>Selenia lunularia</i>
<i>Egira conspicillaris</i>	<i>Selenia tetralunaria</i>

<i>Eupsilia transversa</i>	<i>Semiothisa clathrata</i>
<i>Hyphenia proboscidalis</i>	<i>Semiothisa notata</i>
<i>Lithophane hepatica</i>	<i>Triphosa dubitata</i>
<i>Lithophane ornitopus</i>	<i>Xanthothoe fluctuata</i>
<i>Noctua pronuba</i>	
<i>Nola confusalis</i>	
<i>Opigena polygona</i>	
<i>Orthosia cerasi</i>	
<i>Orthosia gothica</i>	
<i>Orthosia gracilis</i>	
<i>Orthosia incerta</i>	
<i>Panolis flammea</i>	
<i>Xanthia aurago</i>	
<i>Xestia c-nigrum</i>	
<i>Xylena vetusta</i>	

Pozn.: faunisticky významné nálezy jsou v přehledu druhů **proznačeny**.

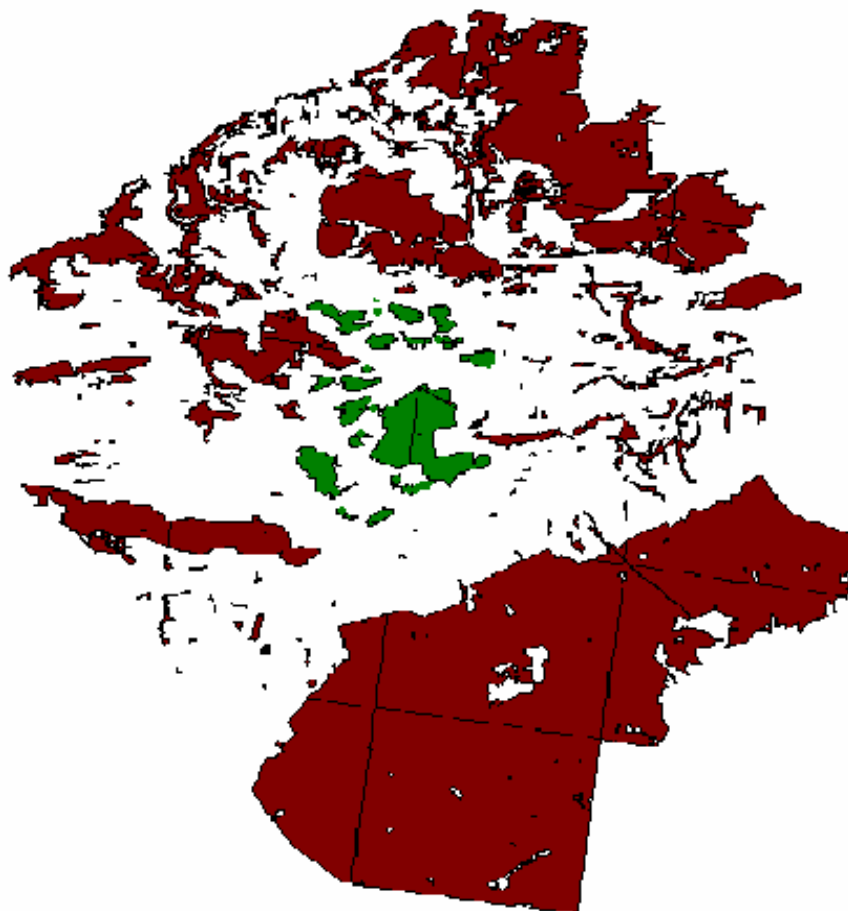
**Tabulka 4.** Přehled zaznamenaných druhů čeledí Noctuidae a Geometridae metodou přenosných světelných pastí instalovaných 28.-29.4. 2009 v CHKO Český kras.

<b>NOCTUIDAE</b>	<b>NOCTUIDAE</b>
<i>Acronicta alni</i>	<i>Anaitis plagiata</i>
<i>Acronicta auricoma</i>	<i>Anticlea derivata</i>
<i>Acronicta rumicis</i>	<i>Cleora cinctaria</i>
<b><i>Actinotia polyodon</i></b>	<i>Colotois pennaria</i>
<i>Agrochola circellaris</i>	<i>Cyclophora annulata</i>
<i>Agrochola helvola</i>	<b><i>Cyclophora porata</i></b>
<i>Agrochola humilis</i>	<i>Cyclophora punctaria</i>
<i>Agrochola laevis</i>	<i>Earophila badiata</i>
<i>Agrochola lychnidis</i>	<i>Ectropis crepuscularia</i>
<i>Agrochola macilenta</i>	<i>Ematurga atomaria</i>
<i>Allophyes oxyacanthae</i>	<i>Ennomos autumnarius</i>
<i>Ammoconia caecimacula</i>	<i>Ennomos erosarius</i>
<i>Amphipyra pyramidea</i>	<i>Epirrhoe alternata</i>
<i>Asteroscopus sphinx</i>	<b><i>Epirrhoe galiata</i></b>
<i>Catocala fraxini</i>	<i>Epirrita christyi/autumnata</i>
<i>Cerastis leucographa</i>	<i>Eupithecia sp.</i>
<i>Cerastis rubricosa</i>	<i>Hydria cervinalis</i>
<i>Colocasia coryli</i>	<b><i>Chesias legatella</i></b>
<i>Conistra cf. ligula</i>	<i>Chloroclysta miata</i>
<i>Conistra erythrocephala</i>	<i>Chloroclysta siterata</i>
<i>Conistra rubiginea</i>	<i>Chloroclystis v-ata</i>
<i>Conistra rubiginosa</i>	<i>Lampropteryx suffumata</i>
<i>Conistra vaccinii</i>	<i>Ligdia adustata</i>
<i>Craniophora ligustri</i>	<i>Lobophora halterata</i>
<i>Diloba caeruleocephala</i>	<i>Lomaspilis marginata</i>
<i>Egira conspiciellaris</i>	<i>Lomographa distinctata</i>

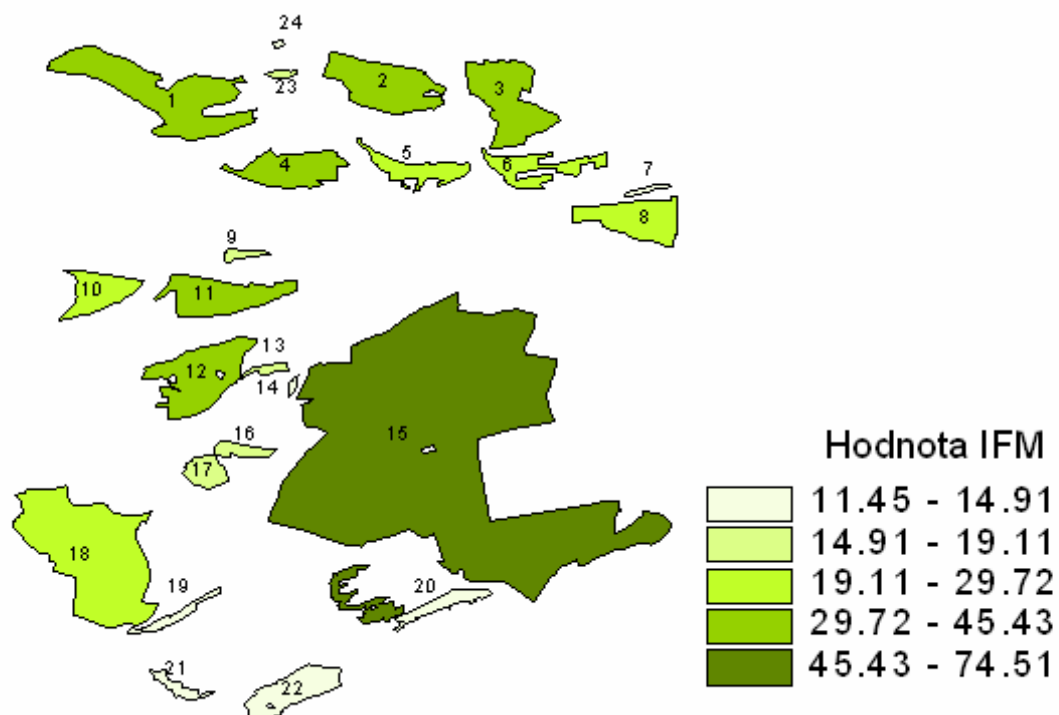


<i>Eupsilia transversa</i>	<i>Lomographa temerata</i>
<i>Hypena proboscidalis</i>	<i>Lycia hirtaria</i>
<i>Chloantha hyperici</i>	<b><i>Paradarsia consonaria</i></b>
<i>Lithophane hepatica</i>	<i>Peribatodes rhomboidarius</i>
<i>Lithophane ornitopus</i>	<i>Plagodis dolabraria</i>
<i>Mamestra brassicae</i>	<i>Pseudopanthera macularia</i>
<b><i>Minucia lunaris</i></b>	<i>Selenia lunularia</i>
<i>Noctua pronuba</i>	<i>Selenia tetralunaria</i>
<i>Nola confusalis</i>	<i>Semiothisa alternaria</i>
<i>Nycteola revayana</i>	<i>Semiothisa clathrata</i>
<i>Ochropleura plecta</i>	<i>Semiothisa notata</i>
<i>Opigena polygona</i>	<i>Timandra griseata</i>
<i>Orthosia cerasi</i>	<i>Triphosa dubitata</i>
<i>Orthosia gothica</i>	<i>Xanthorhoe ferrugata</i>
<i>Orthosia gracilis</i>	<i>Xanthorhoe spadicearia</i>
<i>Orthosia incerta</i>	<i>Xanthorhoe fluctuata</i>
<i>Pachetra sagittigera</i>	
<i>Panolis flammea</i>	
<i>Pseudopis prasinanus</i>	
<i>Tyta luctuosa</i>	
<i>Xanthia aurago</i>	
<i>Xestia c-nigrum</i>	
<i>Xylena vetusta</i>	

Pozn.: faunisticky významné nálezy jsou v přehledu druhů **proznačeny**.



**Obrázek 5.** Vymezení zájmové oblasti v rámci širšího okolí, které jsme uvažovali při výpočtu konektivity (zeleně zájmové území 24 lesních fragmentů v CHKO Český kras; hnědě lesní fragmenty do vzdálenosti 3,5 km od studované oblasti)



**Obrázek 6.** Grafické vyjádření konektivity lesních fragmentů v zájmovém území (CHKO Český kras). Konektivita kalkulována pomocí IFM pro hodnotu  $\alpha = 1,5$ .