

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Michal Zedek

**Fragmentace lesní krajiny jako důležitý faktor
ovlivňující diverzitu společenstev pavouků na
příkladu CHKO Český kras**

Bakalářská práce

v oboru
Ochrana a tvorba životního prostředí

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

Olomouc 2009

Abstrakt

Zedek, M. (2009): Fragmentace lesní krajiny jako důležitý faktor ovlivňující diverzitu společenstev pavouků na příkladu CHKO Český kras. Bakalářská práce, Katedra ekologie a ŽP, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 29 pp, 6 příloh, česky.

Fragmentace stanoviště ovlivňuje biodiverzitu prostřednictvím ztráty původního stanoviště, zmenšování fragmentů, zvyšování izolace, změn heterogenity stanoviště a vzniku nového stanoviště. Reakce rostlin a živočichů jsou negativní, ale také pozitivní. Vyhodnocoval jsem vliv míry konektivity stanoviště a typu vegetace na strukturu společenstva epigeických pavouků v antropogenně fragmentované krajině CHKO Český kras. Pavouci byly po dobu 3 měsíců (6.3.–28.5. 2008) odchytávány do zemních padacích pastí umístěných v pěti lesních fragmentech. Bylo určeno 78 druhů pavouků. Nejpočetnějším druhem na všech lokalitách byla *Pardosa lugubris* (Lycosidae). Typ vegetace významně ovlivnil abundanci, ale vliv na druhovou diverzitu nebyl průkazný. Nejvyšší abundance byla v xerothermních doubravách. Nejvyšší druhová diverzita byla v teplomilných doubravách. Druhová diverzita se se stoupající mírou konektivity zvyšovala nesignifikantně. Výsledky vyhodnocování jsou předběžné a jsou základem pro další výzkum.

Klíčová slova: epigeičtí pavouci, konektivita, okrajový efekt, společenstva rostlin a živočichů, typ vegetace

Abstract

Zedek, M. (2009): The woodland fragmentation as an important factor affecting diversity of spider communities: a case study from the Bohemian Karst Protected Landscape Area. Bachelor thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 29 pp, 6 Apendices, in Czech.

The habitat fragmentation affects biodiversity through loss of the original habitat, decreasing habitat patch size, increasing isolation, changes in the habitat heterogeneity and the origin of the new habitat. It results in negative but also positive responses of plants and animals. I investigated the epigeic spider community in human fragmented landscape of the Bohemian Karst Protected Landscape Area in relation to the habitat connectivity and the vegetation type. Spiders were sampled with pitfall traps in five woodland fragments within 3 months (6.3.–28.5. 2008). 78 spider species were determined. *Pardosa lugubris* (Lycosidae) was the most frequent specie in all fragments. The vegetation type influenced abundance significantly and the species diversity nonsignificantly. The highest abundance was in xerothermic oak woods. The highest species diversity was in thermophilous oak woods. With the increasing connectivity the species diversity increased nonsignificantly. The results of the evaluation are preliminary and make base for the next research.

Key words: connectivity, edge effect, epigeic spiders, plants and animals communities, vegetation type

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Tomáše Kurase, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Přerově 1. května 2009

.....

Podpis

Poděkování

Děkuji RNDr. Tomáši Kurasovi, Ph.D. za odborné vedení práce, kritiku, připomínky, postřehy a nápady. Děkuji Bc. Janě Kamarádové za cennou pomoc při určování pavouků, která mi ušetřila mnoho času a energie. Děkuji Mgr. Janu Šipoši za analýzy dat a konzultaci jejich výsledků.

V Přerově 1. května 2009

Obsah

1. ÚVOD	1
2. CÍLE PRÁCE	3
3. FRAGMENTACE STANOVIŠTĚ	4
3.1. Pojem	4
3.2. Způsob	4
3.3. Ztráta původního stanoviště	5
3.4. Izolace versus konektivita	5
3.5. Velikost fragmentu	6
3.6. Okrajový efekt	6
3.7. Různorodost stanoviště	6
3.8. Fragmentace stanoviště - slabá místa výzkumu	7
4. ODEZVY ROSTLIN	8
4.1. Velikost lesního fragmentu	8
4.2. Tok informací	8
4.3. Metapopulační dynamika u rostlin	9
4.4. Okrajový efekt v lese	9
5. REAKCE ŽIVOČICHŮ (mimo pavouky)	10
5.1. Obojživelníci	10
5.2. Plazi	10
5.3. Ptáci	11
5.4. Savci	12
5.5. Bezobratlí	12
5.5.1. Opylovači	12
5.5.2. Herbivorní hmyz	13
5.5.3. Rozkladači a epigeon	13
5.5.4. Parazité	14
5.5.5. Predátoři	14
6. PAVOUCI A FRAGMENTACE STANOVIŠTĚ	15
7. MATERIÁL A METODY	16
7.1. Charakteristika území	16
7.2. Monitoring a determinace pavouků	16

7.3. Konektivita	16
7.4. Analýza dat	17
8. VÝSLEDKY	19
8.1. Druhá bohatost	19
8.2. Abundance	19
8.3. Druhá diverzita	19
8.3.1. Rarefrakce	21
8.3.2. Vtah diverzita – konektivita	21
9. DISKUZE	22
10. ZÁVĚR	24
LITERATURA	25
PŘÍLOHY	

Seznam tabulek a obrázků

Tab. 1: Charakteristika lokalit (fragmentů), kde jsou monitorováni epigeičtí pavouci (Araneae)	17
Tab. 2: Vliv různých faktorů na abundanci pavouků (Araneae)	19
Tab. 3: Základní charakteristiky společenstva epigeických pavouků (Araneae) na výzkumných plochách s různým typem vegetace.	20
Tab. 4: Vliv různých faktorů na druhovou diverzitu pavouků (Araneae)	20
Obr. 1: Vývoj početnosti prací s výrazy „habitat“ a „fragmentation“ v názvu.	2
Obr. 2: Vliv konektivity na celkovou diverzitu společenstva, diverzitu lesních druhů a druhů otevřených stanovišť	21

1. Úvod

Ke dni 1. dubna 2009 nabízela internetová databáze Web of Science 5966 odkazů na práce obsahující výrazy “habitat” a “fragmentation”. Přímou v názvu mělo toto slovní spojení 497 prací, přičemž počet publikací za rok se zvyšoval (Obr. 1). Všechny 497 prací bylo napsáno v posledních 25-ti letech. Neznamena to, že by se fenomén fragmentace stanoviště objevil až v druhé polovině 20. století, jen mu dnes lidé věnují mnohem větší pozornost a dokonce se stal jistým modním trendem současnosti.

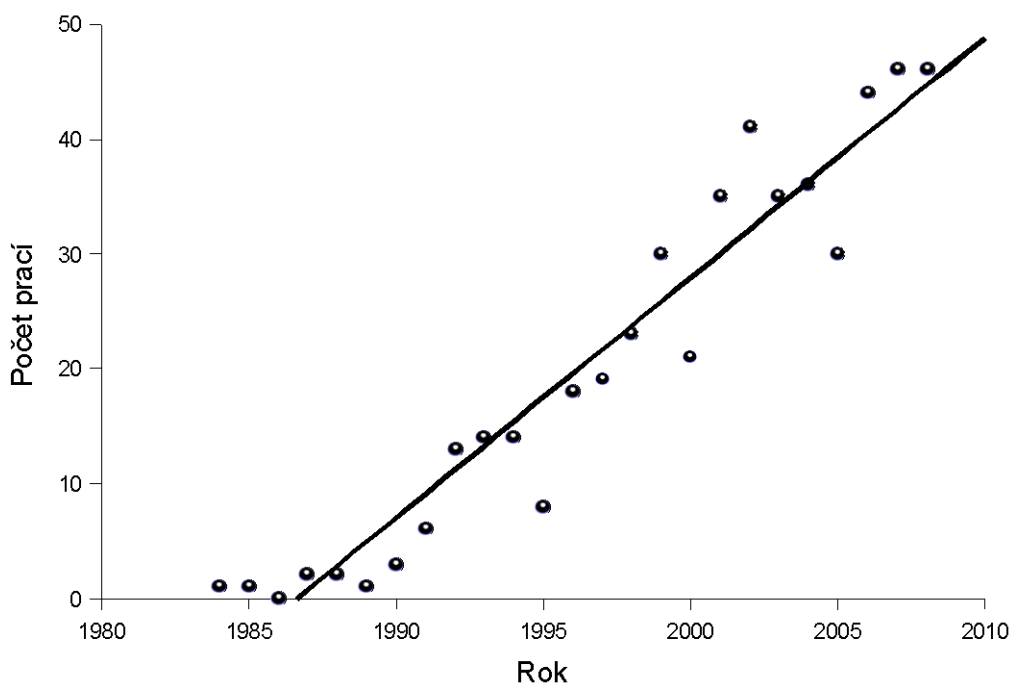
Fragmentace stanoviště je přirozeným faktorem utvářejícím heterogenitu krajiny (Tews et al. 2004). V preagrárním období jsme sami byli nepřímou pod jejím vlivem. S nástupem zemědělství jsme začali přizpůsobovat krajinu svým potřebám a stali jsme se jedním z činitelů fragmentujících stanoviště. Tím jsme dodnes. Doba po průmyslové revoluci je charakteristická exponenciálním růstem. A antropogenní fragmentace stanoviště tento trend věrně kopíruje. Příklady nalezneme po celém světě, prakticky na všech biotopech. Prvním a hlavním dopadem je pokles biodiverzity v důsledku ztráty stanoviště (Fahrig 2003), ale je nutno dodat, že určité formy fragmentace stanovišť mají také kladný vliv na biodiverzitu (Fahrig 2003, Ewers et Didham 2006).

Téma ztráty biodiverzity je aktuální a možná proto se dnes vědci soustředí na studium fragmentace stanoviště a vše co s ní souvisí. Ať už je za tím cokoli, vede to k odhalování dalších vlivů fragmentace a souvislostí v širším kontextu. Proto je nutné v tom pokračovat a získané poznatky aplikovat do managementu ochrany přírody, jejímž cílem je nejen udržení globální a regionální biodiverzity, ale také zachování funkcí krajiny nezbytných pro existenci člověka.

Jednou z důležitých součástí krajiny je les. Ten je na mnoha místech předmětem ochrany a podobně je tomu i v CHKO Český kras. Tamější les je pozůstatkem odlesňování a hospodaření člověka, které probíhalo v celé Evropě, a tvoří krajinnou mozaiku, jejíž součástí jsou také hospodářsky využívané plochy. Také proto je toto území vhodné pro výzkum zaměřený na omezení ochrany biodiverzity ve fragmentované krajině, který zde probíhá (“VaV SP_2d3_139_07 Limity ochrany biodiverzity ve fragmentované krajině”), a ze kterého vychází má práce. Úkolem výzkumu je stanovit základní charakteristiky fragmentované krajiny a pro tyto charakteristiky určit vhodné indikátory. Mykoflóra, bryoflóra, edafon, motýli (Lepidoptera), brouci (Coleoptera) a pavouci (Araneae) byly vybrány jako společenstva potenciálních bioindikátorů. Mým úkolem je vyhodnotit druhové složení epigeických

pavouků (Araneae).

Pavouci jsou druhově bohatí a všudypřítomní predátoři, kteří jsou známí svými interakcemi s abiotickými a biotickými podmínkami, jež mohou odrážet ekologické změny na stanovišti (Wise 1993). Jsou také častou kořistí hmyzožravců. Tato pozice v potravním řetězci a trofická úroveň dále zvyšuje bioindikační schopnost kvality stanoviště (Samways 2005). Druhová pestrost jejich společenstev může odpovídat diverzitě ostatních suchozemských bezobratlých, ale tento vztah není striktně daný jako u specializovaných predátorů, protože pavouci jsou vesměs potravní generalisté a jsou závislí spíše na hustotě potenciální kořisti a abiotických podmínkách (Riechert et Lockley 1984). Ale lovem početné kořisti vytvářejí prostor pro vzácnější a méně konkurence schopné druhy bezobratlých a podporují tak druhovou bohatost stanoviště (Riechert et Lockley 1984).



Obř. 1: Vývoj početnosti prací s výrazy „habitat“ a „fragmentation“ v názvu (Web of Science 2009)

2. Cíle práce

Práce má dvě části – rešerši a orientační vyhodnocení vlivu fragmentace a charakteru stanovišť na strukturu společenstev epigeických pavouků v CHKO Český kras. V rešerši popíši podstatu fragmentace stanoviště. Dále shrnu reakce různých skupin organismů, včetně pavouků, na vlivy antropogenní fragmentace stanoviště.

V druhé části se pokusím odpovědět na otázku, jaké je složení a co ovlivňuje společenstva epigeických pavouků v lesních fragmentech CHKO Český kras? A to na základě porovnání druhové diverzity a míry konektivity fragmentů s ohledem na typ vegetace.

3. Fragmentace stanoviště

Fragmentace stanoviště je rychle se rozvíjející a vděčné téma. Se vzrůstajícím počtem prací se pojem fragmentace stanoviště objevuje v širokém spektru oborů od biologie organismů přes dynamiku populací po krajinnou ekologii. Výběr stěžejních prací pro shrnutí dosavadních poznatků je komplikován faktem, že autoři často přistupují k problému různě a hlavně odlišně definují pojem fragmentace stanoviště (Fahrig 2003), takže výsledné závěry můžeme porovnávat, ale jejich vzájemná podpora bude slabší.

3.1. Pojem

Fragmentace stanoviště je proces členění velké souvislé plochy na menší plošky s menší celkovou rozlohou a navzájem izolované matricí nepůvodního stanoviště (Wilcove et al. 1986). Takto je obecně chápána a vyplývají z ní čtyři základní dopady tohoto procesu (Fahrig 2003): (1) zmenšení rozlohy stanoviště, (2) zvýšení počtu plošek, (3) zmenšení plošek a (4) zvýšení izolace.

Fragmentace stanoviště se vztahuje ke krajině jako celku a tudíž nezahrnuje jen změny původního stanoviště, ale i změny okolního prostředí, tzv. matrice. Ze stejného úhlu bysme měli nahlížet i na diverzitu. Rozlišujeme diverzitu původního stanoviště a matrice, které dohromady tvoří diverzitu celé krajiny.

3.2. Způsob

Činitelé způsobující fragmentaci, resp. disturbance a podmínky projevující se výše zmíněnými jevy, jsou abiotičtí a biotičtí. Mezi abiotické patří silný vítr (polomy, vývraty stromů), oheň (lesní požáry), voda (záplavy, podmáčená rašeliniště, vřesoviště či slatiniště). Dále pak typ matečné horniny (xerothermní stanoviště na vápencích), geomorfologický charakter území (skální výchozy, návětrné strany svahů, inverzní údolí, horské vrcholy), nadmořská výška a další. Mezi biotické činitele patří především sešlap a spásání velkými býložravci, a činnost škůdců a parazitů. Obecně jde o narušení společenstva a změnu stávajících podmínek kumulativním a synergickým působením činitelů.

Pokud se jedná o jednorázovou či krátkodobou disturbance, dojde k uvolnění prostoru a změnám podmínek. V čase, kdy se sukcesí vrací narušená ploška do původního stavu, dostanou šanci druhy, jež byly nějak omezovány. Důsledkem je zvýšení pestrosti společenstva. V případě dlouhodobých a pravidelných disturbance nebo jiného působení činitelů jsou většinou nastoleny podmínky, které zastaví vývoj

lesa a vznikne jiné relativně stálé společenstvo rostlin, které na sebe váže typické společenstvo živočichů. Důsledkem je zvýšení celkové diverzity krajiny.

Fragmentaci lidskou činností zařazujeme do samostatné skupiny činitelů. Pastva hospodářských zvířat či pravidelné sečení luk patří mezi činnosti, jež mohou mít příznivý vliv na biodiverzitu. Kácení lesa a následné intenzivní obhospodařování či protínání lesa komunikacemi má naopak destruktivní dopad na biodiverzitu. A to především proto, že neumožňují zmírnění nebo kompenzaci negativních vlivů fragmentace stanoviště.

3.3. Ztráta původního stanoviště

Zmenšení rozlohy původního stanoviště je první a hlavní příčinou snižování diverzity (Fahrig 2003, Wilcox et Murphy 1985). Změny zdrojů a podmínek souvisejících se ztrátou původního stanoviště tvrdě dopadnou především na společenstva na vyšší trofické úrovni, specialisty a na druhy velké, vzácné a/nebo s nízkou schopností disperze (Ewers et Didham 2006).

3.4. Izolace versus konektivita

Izolace fragmentů je nepřímo úměrná množství původního stanoviště v matici obklopující tyto fragmenty. Má proto stejné dopady na diverzitu jako ztráta stanoviště (Fahrig 2003). Ačkoliv je často izolace brána jako charakteristika uspořádání plošek, je spíše ukazatelem poměru ploch původního stanoviště a matrice. Teprve až při nízkém zastoupení původního stanoviště můžeme mluvit o izolaci jako o odloučení plošek, protože tehdy násobí dopady ztráty stanoviště (Andrén 1994), a vystupuje z jeho stínu.

Konektivita je určena fyzikální spojitostí stanovišť (vzdálenost a velikost fragmentů) a hlavně mírou, jíž krajina usnadňuje nebo znemožňuje pohyb jedince mezi fragmenty, což je ovlivněno charakterem matrice (Watson et al. 2005).

Na konektivitě fragmentů je založena teorie metapopulační dynamiky (Hanski 1998). Ve fragmentech žijí subpopulace a dohromady tvoří metapopulaci. Pro její zachování je důležitá komunikace mezi subpopulacemi, které sami o sobě nemusí být životasochné. Na to navazuje teorie zdroje a propadu. Vysoká konektivita fragmentů by nebyla k ničemu, pokud by neexistovala prosperující subpopulace, která by byla zdrojem ostatním subpopulacím, jež nemají optimální podmínky a jejich početnost se snižuje (propad).

3.5. Velikost fragmentu

Velké fragmenty obecně hostí více druhů než malé (Debinski et Holt 2000). Vyplývá to také z teorie ostrovní biogeografie (MacArthur et Wilson 1967), na které bylo založeno chápání fragmentů stanoviště jako ostrovů v moři matrice. Teorie vychází z náhodných procesů vymírání a kolonizace ostrovů a těsně souvisí s jejich odloučeností od pevniny a ostatních ostrovů. Zásadní rozdíl je v tom, že matrice není nehostinnou bariérou jako moře, naopak může rozšiřování druhů usnadnit (Kupfer et al. 2006).

Otázkou zůstává zda je pokles druhové bohatosti se zmenšováním velikosti fragmentu plynulý nebo existuje určitý práh vymírání, nad kterým je pokles mírný a při jeho překročení diverzita prudce klesá (Andrén 1994, Fahrig 2001), protože se nemůže udržet životaschopná populace.

3.6. Okrajový efekt

Okrajový efekt je výsledkem interakce dvou přilehlých biotopů, jež jsou odděleny prudkým přechodem. Tento přechod může ovlivnit i organismy uvnitř fragmentů důsledkem změn biotických a abiotických podmínek (Laurance et Yensen 1991), což má negativní dopady především v lesních fragmentech (Murcia 1995).

Intenzita okrajového efektu je měřena vzdáleností, kterou proniknou změny podmínek do fragmentu. Rozlišujeme tři typy dopadů okrajového efektu (Murcia 1995): (1) abiotický, kterým jsou změny mikroklimatu důsledkem blízkosti k odlišně strukturované matici, (2) přímý biologický, který zahrnuje změny abundance a rozšíření druhů důsledkem fyzikálních podmínek blízko okraje fragmentu, které neodpovídají ekologické nise jednotlivých druhů, a (3) nepřímý biologický dopad, jež zahrnuje změny mezidruhových interakcí (predace, parasitismus, kompetice, opylování, rozptyl semen).

3.7. Různorodost stanoviště

To zda fragmentace stanoviště zvýší heterogenitu krajiny a podpoří diverzitu nebo naopak zapříčiní nestabilitu populace je závislé především na potřebách každého druhu a jeho vnímání různorodosti stanoviště, resp. jaké měřítko struktury stanoviště je pro něj nejdůležitější (Tews et al. 2004). Různorodým stanovištěm může být pestře strukturovaná rostlina nebo heterogenní krajina s množstvím biotopů.

Zásadní rozdíl bude mezi druhy malými a velkými, pohyblivými a nepohyblivými, žijícími v klimaxových a sukcesních stanovištích, nebo osidlujícími tropické a

temperátní lesy. Výsledkem pak může být to, že co je pro některé skupiny prospěšné zvýšení heterogenity krajiny, je pro jiné skupiny nežádoucí změna v podobě fragmentace stanoviště (Tews et al. 2004) a s tím souvisejícím narušením klíčových biologických procesů disperze a dostupnosti zdrojů (Saunders et al. 1991). Možná proto není působení tohoto faktoru na diverzitu společenstev tak jednoznačné jako ztráta stanoviště (Fahrig 2003).

3.8. Fragmentace stanoviště - slabá místa výzkumu

Ztráta stanoviště, izolace nebo jiné faktory jsou někdy postaveny mimo fragmentaci jako samostatné příčiny poklesu diverzity (Fahrig 2003). Uvažuje se i o tom, že do budoucna by “fragmentace stanoviště” měla označovat jen změny v uspořádání plošek nezávisle na ztrátě stanoviště (Fahrig 2003).

Bez ohledu na použitou definici nejsou základní dopady fragmentace studovány najednou. Většinou se autoři zaměří na jeden či dva, ale nikdy ne na všechny (Fahrig 2003). Tento pohled neodhaluje problém v celé jeho šíři a unikají nám interakce mezi jednotlivými vlivy fragmentace.

Komplexní přístup by samovolně nasměroval výzkum k širšímu úhlu pohledu. Ale v současnosti je mnoho závěrů a interpretací prováděno na lokálním měřítku jednotlivých fragmentů, a ne z pohledu celé krajiny. Interpretace změn biodiverzity pak mohou být protichůdné (Fahrig 2003).

4. Odezvy rostlin

Samotný proces fragmentace je přímo změnou rostlinného společenstva a následně podoby celé krajiny. Tato změna je přirozená nebo antropogenně podmíněna. Člověkem kultivovaná mozaikovitá krajina zahrnuje mimo jiné plochy lesa. Naprostá většina těchto lesů je více či méně výsledkem oné kultivace. Tento současný les má odlišný věk a složení společenstva rostlin než pralesy, jež se vyvíjely bez zásahu hospodářské činnosti a jsou méně pružné vůči vnějším zásahům jako je fragmentace. Na mém zájmovém území jsou fragmenty současného lesa, proto se zaměřím především na jeho odezvy vůči fragmentaci.

4.1. Velikost lesního fragmentu

Obecně platí, že ve velkém fragmentu je větší druhová bohatost než v malém (Debinski et Holt 2000). Ale v souvislosti s diverzitou rostlin je důležitější různorodost abiotických podmínek a věk fragmentu (Honnay et al. 1999). Velikost může působit nepřímo tím, že ve velkém fragmentu je více prostoru pro půdní, geomorfologickou a mikroklimatickou různorodost než v malém. Nabízí tak více mikrostanovišť pro více druhů rostlin. Ale i malý fragment může obsahovat různorodá mikrostanoviště. Ten je pak důležitý k zachování diverzity rostlin sousedních lesních fragmentů (Honnay et al. 1999).

4.2. Tok informací

Jedním z důsledků fragmentace je omezení či přerušování toku genů mezi populacemi. Tok informací u rostlin zahrnuje rozšiřování semen a pylu. Semena většiny lesních druhů rostlin jsou uzpůsobena přenosu prostřednictvím živočichů (zoochorie). Ať už v trávicím traktu (endozoochorie) nebo přichycená na povrchu těla (exozoochorie), jsou takto často rozšiřována na velké vzdálenosti mezi fragmenty (Vellend 2003). Úspěšnost závisí na přátelskosti matrice. Čím lepší podmínky pro přechod zprostředkovatele a méně bariér, tím intenzivnější tok.

Přenosu semen předchází jejich vznik, resp. opylení květů. V souvislosti s fragmentací stanoviště se hodnotí citlivost samosprašných a cizosprašných rostlin. Obě skupiny reagují negativně (Aguilar et al. 2006), ale cizosprašné rostliny jsou citlivější (Aguilar et al. 2006). Jelikož se různými způsoby brání samooplození, jsou více závislé na schopnosti rozptylu pylu než rostliny samosprašné. Rozptyl závisí na způsobu šíření pylu a následného opylení. V temperátních lesích je levnější a účinnější opylení větrem

(anemogamie). Pyl je tak schopen překonat velké vzdálenosti v prakticky neomezeném množství. Ke komunikaci mezi fragmenty se jeví jako ideální, ale je omezen směrem a intenzitou větru, a hustotou prostředí.

Jiným způsobem šíření pylu je prostřednictvím živočichů (zoogamie), ve většině případů opylení hmyzem. Rozeznáváme rostliny s úzkou a širokou skupinou opylovačů. U obou skupin rostlin je podobný pokles diverzity v důsledku fragmentace (Aguilar et al. 2006, Linhart et Feinsinger 1980). Příčinou je zřejmě změna složení, abundance a chování opylovačů vlivem fragmentace stanoviště (Didham et al. 1996, Steffan-Dewenter et al. 2002).

4.3. Metapopulační dynamika u rostlin

Dynamika rostlinných populací je v mnohém odlišná od dynamiky populací živočichů, na které je založena teorie metapopulační dynamiky (Hanski 1998). Schopnost rostlin kolonizovat jiná stanoviště je pomalá, co se lesních druhů týče. Jsou dlouhodobě a produkují odolná a vytrvalá semena klíčící až po dlouhé době. Jejich dynamika vyžaduje mnohem delší časový horizont. Proto je použití teorie metapopulační dynamiky u rostlin omezené (Honnay et al. 2005).

4.4. Okrajový efekt v lese

I přesto, že je schopnost kolonizace lesních druhů rostlin omezená, se mohou subpopulace podporovat. Tok směřuje z míst s vysokou diverzitou do míst s diverzitou nízkou. Většinou z lesů starších do mladších. Pak bude výskyt druhů záviset na vzdálenosti od starších fragmentů (Bossuyt et al. 1999) a jejich velikosti (Vellend 2003). Jakmile bude vzdálenost velká a plocha starého lesa malá, nebude komunikace stačit k podpoře populací a uvolní se prostor. Toho využijí druhy pro les netypické a rostoucí v okolní matici. Mají širokou ekologickou niku a stanoviště kolonizují rychleji než druhy lesní, protože většinou náleží k raně sukcesním rostlinám s odlišnou životní strategií (r-stratégové). Pronikají hlouběji do fragmentu a mohou dále měnit mikrostanovištní podmínky, na kterých jsou závislé ciltivé původní druhy, čímž se ještě umocní nestabilita jejich populací.

5. Reakce živočichů

Živočichové žijí uvnitř společenstva rostlin, které jim poskytuje útočiště a zdroje potravy. Fragmentace, jakožto změna rostlinného společenstva, ovlivní i společenstva živočichů. Narozdíl od rostlin jsou změny pozorovatelné v řádově kratší době.

Práce se zaměřují na ptáky a savce z obratlovců, a na motýli a brouky z bezobratlých. Většinou jde o krátkodobé studium vybraných druhů na určitém omezeném území, vesměs explorační, méně často experimentální. Právě krátkodobost a zaměření se na lokální diverzitu je považováno za nedostatek těchto prací (Tschardt et Brandl 2004), protože neodhalují souvislosti v širším plošném a delším časovém měřítku. Potřebný rozsah studie je diskutabilní, ale je jasné, že se pro různé skupiny živočichů bude lišit. Záleží na velikosti těla, trofickém stupni a na struktuře krajiny (Tschardt et Brandl 2004).

5.1. Obojživelníci

Jsou charakterističtí svojí závislostí na dvou odlišných biotopech. Rozmnožují se ve vodě a žijí mimo ni. Tato vývojová rozpolcenost je umocněna jejich citlivostí ke změnám vnějších podmínek, k patogenům a invazivním druhům (Kiesecker et al. 2001, Stuart et al. 2004) nebo jejich obecně úzkou ekologickou nikou (Swihart et al. 2003). Jsou to vlastnosti, ze kterých se dá odvodit i citlivá reakce k fragmentaci stanoviště.

Vlhkost je klíčovým faktorem pro přežití obojživelníků. I to může být důvod, proč je výskyt obojživelníků ve fragmentované krajině ovlivňován spíše typem vegetace (Atauri et Lucio 2001), který utváří mikroklíma, než heterogenitou krajiny, která má ovšem také význam (Atauri et Lucio 2001), protože určuje rozmístění a konektivitu míst k rozmnožování a přebývání.

Návaznost suchozemských a vodních ploch, a komunikace mezi nimi, je pro obojživelníky velice důležitá kvůli rozmnožování. Nízká konektivita je často spojena s vytvářením bariér (silnice), které zvyšují úmrtnost při migraci. Už jen tímto snižováním početnosti klesá i genetická variabilita (Gibbs 1998).

5.2. Plazi

Plazi potřebují k rozmnožování, vývoji a lovu optimální teplotu prostředí. Jako poikilotermové vyhledávají slunná místa, s čímž souvisí typ vegetace (Atauri et Lucio 2001). Fragmentace lesa vytváří světliny a zvyšuje tím heterogenitu stanoviště, což má pozitivní vliv na jejich početnost a diverzitu (Atauri et Lucio 2001). Ale pokud z

nějakáho důvodu dojde k fragmentaci pro ně optimálního stanoviště, bude důsledek opačný.

Jejich schopnost rozptylu je omezená na relativně krátké vzdálenosti. Při ztrátě a následné izolaci stanoviště hrozí pokles populační četnosti a snížení genetické variability. U plazů může být zvýšeno jejich tendencí držet se zbytků vhodného stanoviště a vyhýbat se matici (Driscoll 2004). Naopak silnice doprovázející fragmentaci mohou zvýšit míru konektivity vhodných stanovišť a usnadnit tak genetický tok (Driscoll 2004). V pásmu kolem nich je většinou vyšší vstup minerálních látek a omezené obhospodařování, což dá vzniknout vhodnému prostředí a zlepšit dostupnost potravy (Haddad et al. 2000). Bez ohledu na typ a strukturu vegetace je diverzita a abundance plazů negativně ovlivněna zmenšováním a zužováním fragmentu (Driscoll 2004).

Plazi jsou predátoři. Na omezené ploše se více projeví konkurence jedinců v populaci a kompetice druhů ve společenstvu. Z tohoto pohledu mohou mít výhodu jedinci větší a druhy nespécializované na určitou potravu (Ryall et Fahrig 2006).

5.3. Ptáci

Ptáci jsou schopni vnímat krajinu jako celek a využívají větší plochy k získání potravy. To znamená, že k udržení životaschopné populace potřebují relativně velké plochy vhodných stanovišť, kde by měli mít větší druhovou bohatost (Andrén 1994, Schmiegelow et al. 1997, Watson et al. 2005).

Náhlá změna rostlinného společenstva v podobě antropogenní fragmentace vytvoří matici, již specializované druhy neumí využít, takže na ně má fragmentace tvrdší dopad (Andrén 1994). Vedle toho intenzivněji působí okrajový efekt měnicí pro ptáky důležité složení vegetace (Atauri et Lucio 2000). To může znamenat zvýšení rizika vymření pro druhy, které ještě odolaly ztrátě stanoviště a pohybují se na okraji své ekologické niky (Swihart et al. 2003). Subpopulace specialistů odkázané na zbytky původní vegetace by měly komunikovat, aby se metapopulace zachovala dlouhodobě životaschopná (Hanski 1998).

Pohyblivost ptákům umožňuje překonávat i velké vzdálenosti mezi fragmenty. Nesmíme je však považovat za absolutně odolné vůči izolaci a nízké konektivitě. Ptáci lépe překonávají vzdálenost mezi fragmenty, když je mezi nimi záchytný bod v podobě solitéru, skupiny stromů nebo stromořadí kolem silnic či ulic ve městech (Watson et al. 2005). Je to pravděpodobně proto, že jim hrozí menší riziko predace nebo možná mají

lepší motivaci k přesunu. V takové krajině je stabilnější a bohatší společenstvo (Watson et al. 2005).

Je známo, že se mnohdy diverzita ptáků po rozčlenění souvislého lesa zvýší, a to především v temperátních lesích. Může to být právě zvýšením heterogenity krajiny (Atauri et Lucio 2001, Greenberg et Lanham 2001) a rozrůzněním potravních potřeb. Takže, i když druhy s úzkou ekologickou nikou vymizí, mohou diverzitu doplnit druhy nové s jinými nároky.

5.4. Savci

Pro savce je důležitá velikost fragmentu, a to ze tří důvodů: (1) už jen samotný prostor umožňuje život více druhům (Debinski et Holt 2000), (2) při větším poměru vhodného stanoviště k okolní matici není struktura krajiny tak důležitá (Andrén 1994) a (3) negativní vlivy izolace fragmentu se nemusí projevit pokud není poměr vhodného stanoviště velice malý (Andrén 1994). Příkladem mohou být stromoví hlodavci, kteří vlivu fragmentace dokáží odolávat, a až v malých fragmentech se více vytrácejí (Koprowski 2005). Malí savci mají navíc nízkou schopnost disperze, a tudíž je pro ně nereálné pohybovat se mezi izolovanými fragmenty s nízkou konektivitou.

Velcí savci s pohybem napříč krajinou nemají problém, pokud jim v cestě nestojí bariéry (především silnice). Ale důležitost velikosti plochy u nich platí dvojnásob. Životoschopná populace musí být dostatečně veliká, aby si zachovala genetickou variabilitu. To je možné jen na velké ploše. Zvláště pokud jde o šelmy, které si vytvářejí rozsáhlá teritoria. Tehdy je fragmentace lesa a následná činnost na odlesněné matici pro diverzitu a samotnou životoschopnost ničivá.

Velikost fragmentu není jediným důležitým faktorem. Reakce savců jsou dosti závislé na šíři ekologické niky (Swihart et al. 2003). Savci žijící na stanovišti v průběhu jeho sukcese budou zvýhodněni, protože jsou přizpůsobivější než druhy žijící na stanovišti později, kdy jsou podmínky stálejší, a tudíž nemusí mít širokou toleranci vůči jejich změnám.

5.5. Bezobratlí

5.5.1. Opylovači

Hlavními opylovači jsou včely (Bawa et al. 1985) a motýli. Hlavní příčinou poklesu abundance a diverzity opylovačů je ztráta původního stanoviště a zmenšení jeho

velikosti (Didham et al. 1996, Steffan-Dewenter et Tschardtke 2000). Přesněji řečeno ztráta hlavních zdrojů potravy, resp. rostlin nabízejících nektar a pyl.

Včely vytvářejí dlouhověké roje, které mohou shánět potravu prakticky po celý rok a od mnoha druhů kvetoucích rostlin. Ale většinou dávají přednost zdroji, který je nejdostupnější. Naopak motýli jsou dosti závislí na svém životním cyklu a dospělci jsou vázáni na rostliny kvetoucí v daném období. Z toho může pramenit vyšší specializace motýlů, která může vést až k závislosti na jednom druhu rostliny. Také proto je pro ně typ vegetace důležitý (Atauri et Lucio 2001). Ale souhrnný vliv heterogenity krajiny a typu stanoviště má tvrdší dopad na druhovou bohatost společenstev motýlů než každý samostatně (Atauri et Lucio 2001).

Motýli většinou vyhledávají slunné stráně, mýtiny, louky či okraje lesů, kde nacházejí dostatek potravy a míst k rozmnožování. Včely využívají také sady nebo dokonce porosty akátů. Fragmentace může být v tomto pozitivní a zvýšit heterogenitu krajiny (Spitzer et al. 1997). Záleží na jejím rozsahu a typu matrice (Atauri et Lucio 2001), který buď nabídne příznivé stanoviště nebo ne.

5.5.2. Herbivorní hmyz

Život herbivorního hmyzu je vázán na zdroje potravy, čímž jsou rostliny. Většinou je to jeden nebo několik málo druhů hostitelských rostlin. Samotná fragmentace stanoviště je umocněna faktem, že hostitelské druhy rostlin nemusí tvořit souvislý porost, ale vyskytují se ostrůvkovitě. Pak lze relativně rozšířené rostliny považovat za značně velké ostrovy a naopak vzácné rostliny za velice malé ostrovy (Begon et al. 1997). Navíc pokud jsou rostliny nějak výrazně morfologicky, biochemicky či jinak biologicky neobvyklé, lze je považovat za izolované (Begon et al. 1997).

Pro vliv rozšířené, vzácnosti a biologických vlastností hostitelských rostlin na diverzitu herbivorního hmyzu platí podobné modely a pravidla jako pro fragmentaci stanoviště. Je proto těžké je mezi sebou odlišit.

5.5.3. Rozkladači a epigeon

Rozkladači jsou klíčovým zprostředkovatelem koloběhu minerálních látek v ekosystému. Navzdory tomu se jen málo prací věnuje vlivu fragmentace na toto společenstvo (Didham et al. 1996, Nichols et al. 2007). Největší pozornosti se dostává detritivorním broukům, kteří jsou také hlavní součástí studia vlivu fragmentace na epigeon.

Fragmentace lesa je jimi vnímána spíše negativně a není tím prospěšným zvýšením heterogenity stanoviště (Didham et al. 1998) jako například u motýlů nebo ptáků. I přesto mohou mít například selektivně těžené nebo jinak citlivě hospodářsky využívané lesy vyšší druhovou bohatost než lesy užívané k holosečné těžbě (Nichols et al. 2007).

Velikost stanoviště, resp. lesního fragmentu, je pro detritivní brouky důležitá a jejím snižováním klesá i diverzita těchto společenstev (Didham et al. 1998, Hopkins et Webb 1984, Nichols et al. 2007). Pokud je mezi fragmenty vysoká konektivita v podobě přátelské matrice, nemá izolace na diverzitu velký vliv (Nichols et al. 2007)

Malé fragmenty rychleji podléhají okrajovému efektu. Ten mění mikroklima a strukturu vegetace ve fragmentech (Murcia 1995), čímž se mění druhové složení (Didham et al. 1998) a abundance společenstva (Klein 1989), což může zpomalit rychlost rozkladných procesů (Klein 1989) a narušit tak další funkce a vztahy v ekosystému.

5.5.4. Parazité

Živé organismy, rostliny i živočichové, jsou jim biotopem, a to v mnohem užším slova smyslu než například u býložravého hmyzu. Jejich vztah k tomuto „biotopu“ je velice těsný, z čehož vyplývá vysoká specializace a citlivost ke změnám hostitele a tedy i k fragmentaci stanoviště (Ewers et Didham 2006).

5.5.5. Predátoři

Reakce predátorů na fragmentaci budou vázané na jejich vztah s kořistí. K odhalení těchto reakcí je důležité znát tyto proměnné (Ryall et Fahrig 2006): (1) je predátor specialista, omnivor či generalista a (2) je vázán na stejné stanoviště jako kořist?

Fragmentace stanoviště bude mít negativní vliv na specialisty a o to větší pokud budou vázáni na kořist, jež žije v odlišném stanovišti (Ryall et Fahrig 2006). Naproti tomu se zvýší míra predace generalistů (Ryall et Fahrig 2006).

6. Pavouci a fragmentace stanoviště

Ke ztrátě stanoviště jsou citlivý především potravně a/nebo stanovištně specializovaní pavouci (Gallé 2008). Ale pavouci jsou vesměs generalisté takže složení společenstva epigeických pavouků se s velikostí fragmentu mění jen málo (Pajunen et al. 1995, Kapoor 2008). Větší změna nastane až ve velice malých fragmentech, kde druhová bohatost z velké části odpovídá druhovému složení společenstva v matrici (Floren et Deelernan-Reinhold 2005, Gallé 2008). Důvodem je odloučenost od okolních populací (Bonte et al. 2004), možný pokles některých potravních zdrojů, konkurenční tlak a/nebo okrajový efekt (Murcia 1995), jež ovlivní složení a strukturu vegetace a následně proměny mikroklima (vlhkost, teplota).

Pavouci žijící ve vyšších rostlinných patrech a spřádajících lapací sítě jsou více závislí na struktuře vegetace. Jestliže investují do sítě očekávají dostatečný úlovek, ale vlivem fragmentace se může změnit potravní dostupnost, především velkých kořistí (Miyashita et al. 1998). Menší fragmenty potom mají méně druhů a nižší abundanci jedinců (Miyashita et al. 1998), což se týká především velkých druhů, které jsou nejcitlivější k vlivům fragmentace (Miyashita et al. 1998). Malé a drobné druhy jsou vůči fragmentaci méně citlivé (Miyashita et al. 1998). I když je diverzita vztahována k velikosti fragmentu, je pravděpodobné, že je ovlivňována spíše nepřímo prostřednictvím změn zdrojů a podmínek (Pajunen et al. 1995). Příмым důsledkem ztráty stanoviště může být izolace fragmentů.

Populační dynamika pavouků ve fragmentované krajině lze vysvětlit metapopulační teorií a teorií zdroje a propadu (Bonte et al. 2004). Stabilita obou závisí na komunikaci mezi fragmenty, jež se odvíjí od schopnosti pavouků pohybovat se vzduchem (Bonte et al. 2004), protože je nejúčinnějším způsobem pohybu pavouků na velké vzdálenosti. Intenzita komunikace mezi fragmenty závisí na míře izolace a konektivity (Bonte et al. 2004). Pavouci s větší schopností rozptylu budou při izolaci fragmentů zvýhodněni a výsledkem bude nižší bohatost lesních druhů takových fragmentů.

Pokud fragmentace stanoviště nebude intenzivní a velkoplošná může dojít k prospěšnému zvýšení heterogenity v podobě četných mikrostanovišť s různorodou strukturou vegetace. To poskytne nejen prostor pro více druhů pavouků, ale také pro více potenciálních kořistí.

7. Materiál a metody

7.1. Charakteristika území

CHKO Český kras leží při jihozápadním okraji Prahy na řece Berounce. Jeho rozloha je 128 km². Převažujícím typem reliéfu je mírně zvlněná pahorkatina s rozptylem nadmořských výšek 208–499 m. Hluboká kaňonovitá údolí Berounky protínají střední část protáhlého území chráněné krajinné oblasti (Příloha 1).

Území spadá do teplé klimatické oblasti, konkrétně podoblasti T2. Průměrná roční teplota vzduchu je 8°C a průměrný roční úhrn srážek je 450–550 mm (Tolasz 2007).

Výzkumná plocha leží v jihozápadní části CHKO Český kras a sestává z 24 lesních fragmentů různé velikosti (Příloha 1). V každém fragmentu, resp. lokalitě, byly vytypovány čtverce s charakteristickým typem vegetace. Nejrozšířenějším přirozeným lesním společenstvem byla habrová doubrava. Ve čtvercích jsou zastoupeny bukové dubohabřiny, mezofilní dubohabřiny, teplomilné doubravy, xerothermní doubravy, kyselé doubravy a lidským hospodařením nejvíce poznamenané plochy s jehličnatou výsadbou.

7.2. Monitoring a determinace pavouků

V patnácti čtvercích (Tab. 3) pěti fragmentů (lokality 2, 15, 17, 23, 24; Tab. 1 a Příloha 1) bylo umístěno vždy 5 zemních padacích pastí, tak aby byla reprezentativně podchycena variabilita abundancí epigeicky žijících druhů na stanovišti. Konkrétní postup instalace a provozování zemních padacích pastí respektoval tradičně užívanou metodiku (Novák 1969). Pasti byly pravidelně vybírány od března do prosince 2008. V této práci jsou použity data ze tří výběrů, a to z 2.4., 30.4. a 28.5. 2008.

Pavouky jsem určoval pomocí dvou klíčů, hlavního (Miller 1971), ze kterého jsem převzal názvosloví rodových a druhových jmen, a pomocného (Roberts 1996).

7.3. Konektivita

Konektivita fragmentů byla stanovena pomocí IFM modelu (Incidence Functional Model). Model počítá s velikostí všech fragmentovaných ploch a jejich vzájemnými vzdálenostmi (Moilanen et Nieminen 2002). Vychází z teorie ostrovní biogeografie (MacArthur et Wilson 1967), takže hodnota IFM daného fragmentu stoupá s velikostí plochy a vzájemnou blízkostí k okolním fragmentům. Základní formule pro výpočet IFM je:

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

kde S_i představuje konektivitu plochy i , d_{ij} je vzdálenost mezi plochami i a j , parametr α určuje vliv vzdálenosti na migraci ($1/\alpha$ je průměrná vzdálenost migrace) a proměnné b a c stanovují míru emigrace a imigrace (Moilanen et Nieminen 2002). Model byl počítán pro zvolenou hladinu očekávané disperze jedinců epigeických bezobratlých ($\alpha=1,5$) pohybujících se do vzdálenosti 0,1–1 km.

IFM model byl zpracován pro všechny fragmenty (Příloha 2), ale já jsem pracoval jen s hodnotami zájmových fragmentů (lokalit; Tab. 1). Nejvyšší hodnotu IFM má lokalita 15, která má zároveň největší plochu (Tab. 1), naopak nejmenší fragmenty (23 a 24) mají také nejnižší hodnotu IFM.

Slabinou tohoto modelu je, že vyjadřuje míru konektivity jen pro vymezený výsek krajiny (24 fragmentů). S lesními fragmenty mimo tento výsek již nepočítá, takže fragmentům při okraji studované skupiny to snižuje hodnoty IFM. Tento jev by mohl být částečně odstraněn zahrnutím dalších fragmentů za hranicí vymezené oblasti.

Tab. 1: Charakteristika lokalit (fragmentů), kde jsou monitorováni epigeičtí pavouci

Lokalita	Plocha [ha]	Obvod [km]	IFM ($\alpha = 1,5$)
2	20,87	2,08	18,62
15	254,53	11,06	46,30
17	4,54	0,82	15,97
23	0,10	0,14	5,02
24	0,33	0,26	5,39

Pozn.: IFM vyjadřuje míru konektivity fragmentů

7.4. Analýza dat

Data z jednotlivých výběrů musela být standardizována kvůli rozdílné délce expozice pastí, tzn. počet jedinců daného druhu/počet dní expozice. Druhovú diverzita byla počítána pomocí Shannonova indexu (H), ze kterého byla odvozena i ekvitabilita (vyrovnanost) společenstev.

Data byla zpracována v programu R-language, Version 2.8.1. Metodou stepwise selection byl na základě nejmenšího AIC (Akaike's information criterion) vybrán

nejvíce parsimonní model s nezávislými proměnnými, které nejlépe vysvětlují variabilitu dat. Pro vyhodnocení vlivu jednotlivých nezávislých proměnných a trendu závislosti diverzity na konektivitě, byl sestaven GLM (zobecněný lineární model) s Gausovým rozdělením a link funkcí identity. Vliv nezávislých proměnných na diverzitu byl testován analýzou deviance. Odhad celkového počtu druhů (species pool) byl zjištěn za pomoci metody Bootstrap.

Pro porovnání vztahu konektivity a diverzity lesních a nelesních druhů byly pavouci rozděleni do tří skupin (podle Buchar et Růžička 2002, Příloha 4): (1) lesní pavouci, (2) pavouci otevřených stanovišť a (3) pavouci žijící v lesních i otevřených stanovištích. Pro potřeby analýzy byly použity první dvě skupiny.

8. Výsledky

V této kapitole jsou zhodnoceny základní vlastnosti společenstva epigeických pavouků (Araneae) v souvislosti s fragmentací a charakterem stanoviště v CHKO Český kras. Z důvodu velmi nízkého počtu opakování (3 výběry, viz Materiál a metody), tudíž statisticky nereprezentativního souboru dat, jde jen o orientační výsledky, které naznačí směr dalšího vyhodnocování.

8.1. Druhová bohatost

Na všech lokalitách bylo celkem determinováno 78 druhů pavouků z 18-ti čeledí (Příloha 3). Očekávaná druhová bohatost je 90,34 druhů (Bootstrap, SE = 7,44). Nejpočetnějšími čleděmi byly Gnaphosidae, Lycosidae a Thomisidae. Lokality 2 a 15 měly vyšší druhovou bohatost než lokality ostatní.

8.2. Abundance

Nejpočetnějším druhem ve všech fragmentech byla *Pardosa lugubris* (7130 jedinců; Lycosidae, Araneae). Druhým nejpočetnějším druhem byla *Trochosa terricola* (374 jedinců; Lycosidae, Araneae). U dalších 28 druhů bylo chyceno více jak 10 jedinců (max. 168) a u zbylých 48 druhů bylo zaznamenáno 10 a méně jedinců (Příloha 3). Abundanci pavouků nejvíce podmiňuje typ vegetace (Tab. 2). Nejvyšší abundance byla v xerothermní doubravě, nejnižší pak v bukové dubohabřině (Příloha 5).

8.3. Druhová diverzita

Druhová diverzita je vyjádřením počtu druhů (druhová bohatost) s ohledem na vyrovnanost (ekvitabilitu) a rozložení jedinců mezi druhy (Begon et al. 1997). Nejvyšší index diverzity měl čtverec 522 ($H=3,50$), nejnižší pak čtverec 779 ($H=0,60$; Tab. 3).

Tab. 2: Vliv různých faktorů na abundanci pavouků (Araneae)

Faktor	Df	Deviance	F	P (>F)
Typ vegetace	6	3,03	2,2605	0,03506 *
Lokalita	1	0,08	0,3693	0,54342
Past	1	0,01	0,0612	0,80467
Čtverec	1	0,01	0,0252	0,87394

Pozn.: * signifikantní na hladině významnosti $\alpha < 0,05$

Kombinace faktorů nejlépe vysvětlujících diverzitu jsou čtverec, vegetace a konektivita (míra deviance AIC = 33,03), přičemž čtverec fituje k variabilitě diverzity nejlépe (Tab. 4). Naopak diverzita je nezávislá na konkrétní lokalitě (Tab. 4).

Tab. 3: Základní charakteristiky společenstva epigeických pavouků (Araneae) na výzkumných plochách s různým typem vegetace

Lokalita	Čtverec	Typ vegetace ^a	Druhová bohatost ^b	Druhová diverzita ^c	Ekvitabilita
2	522	MDH	22	3,50	0,56
	631	XD	23	1,56	0,25
	633	JV	24	1,95	0,31
	638	TD	19	0,87	0,14
	639	XD	22	1,64	0,26
15	592	JV	21	0,81	0,13
	601	TD	20	1,09	0,17
	641	BDH	15	3,21	0,51
	642	TD	32	2,03	0,32
	658	TD	25	1,65	0,26
	675	KD	22	1,69	0,27
	697	MDH	14	1,42	0,23
17	779	TD	13	0,60	0,10
23	716	XD	14	0,98	0,16
24	717	TD	17	1,28	0,20

Pozn.: ^a BDH – buková dubohabřina, JV – jehličnatá výsadba, KD – kyselá doubrava, MDH – mezofilní dubohabřina, TD – teplomilná doubrava, XD – xerotermní doubrava

^b Celkem bylo determinováno 78 druhů

^c Shannonův index (H)

Tab. 4: Vliv různých faktorů na druhovou diverzitu pavouků (Araneae)

Faktor	Df	Deviance	F	P (>F)
Čtverec	1	2,8882	4,9200	0,0908
Vegetace	5	3,8375	1,3074	0,4092
Konektivita ^a	1	0,3428	0,5839	0,4874
Lokalita	3	0,0432	0,0245	0,9940

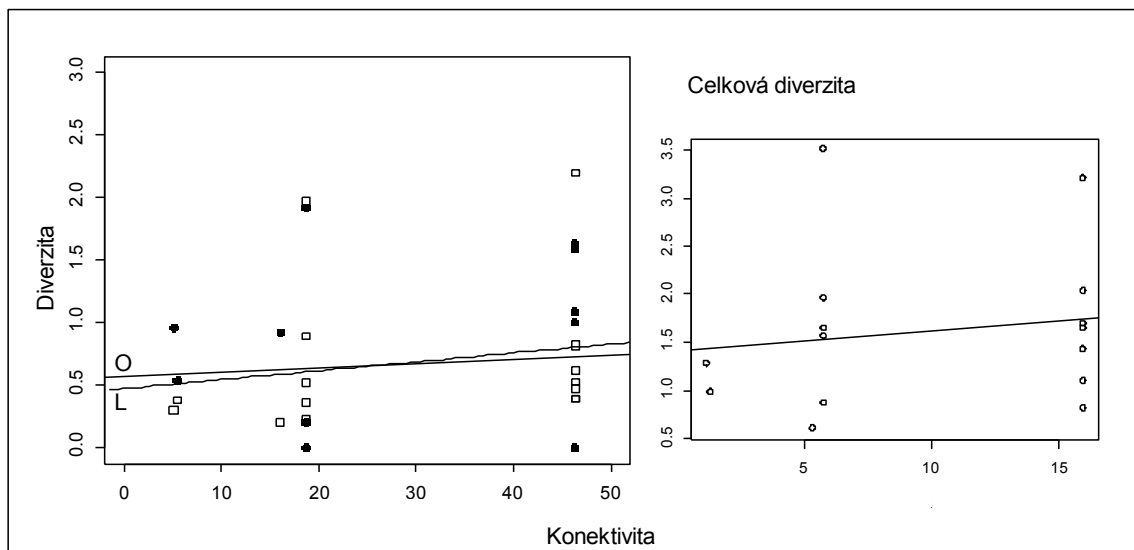
Pozn.: ^a hodnota IFM modelu s hladinou $\alpha = 1,5$

8.3.1. Rarefrakce

Druhová bohatost a diverzita je kauzálně závislá na velikosti vzorku. Pro možnost porovnání daných typů vegetace byla diverzita modelově přepočítána na stejné velikosti vzorků. Při abundanci 500 jedinců má nejvyšší vzrůstavou tendenci druhová diverzita v teplomilných doubravách a potenciál zvyšovat se má překvapivě také druhová diverzita v jehličnatých výsadbách a v malých fragmentech doubrav. Naopak u druhové diverzity v mezofilních dubohabřinách a bukových dubohabřinách, ta je nejnižší ze všech, je předpoklad určitého stropu, který diverzita nepřekročí (Příloha 6).

8.3.2. Vztah diverzita - konektivita

Celková diverzita s rostoucí konektivitou stoupá ($y=0,008017x+1,382095$; $P=0,5606$; Obr. 2). S vyšší mírou konektivity se zvyšuje diverzita obou skupin pavouků (Obr. 2), lesních druhů více ($y=0,007131x+0,475716$; $P=0,4772$) než druhů otevřených stanovišť ($y=0,003477x+0,567864$; $P=0,7607$).



Obr. 2: Vliv konektivity na celkovou diverzitu společenstva pavouků (Araneae), diverzitu lesních druhů (L) a druhů otevřených stanovišť (O). Pro celkovou diverzitu $y=0,008017x+1,382095$ ($P=0,5606$); Pro L $y=0,007131x+0,475716$ ($P=0,4772$); Pro O $y=0,003477x+0,567864$ ($P=0,7607$).

9. Diskuze

Fragmentace stanoviště mění podmínky a zdroje, čímž ovlivňuje také společenstva pavouků. Jde o to, při jaké míře fragmentace se ještě udrží vysoká druhová diverzita společenstva epigeických pavouků. Fragmentace stanoviště je vyjádřena mírou konektivity. Vzhledem ke statisticky nereprezentativnímu souboru dat (3 výběry) je třeba brát interpretace výsledků s rezervou a akceptovat fakt, že jsou pouze informací o možném trendu vlivu fragmentace lesa na společenstvo epigeických pavouků v CHKO Český kras.

Diverzita epigeických pavouků nezávisela na konkrétním fragmentu (lokality), ale důležité bylo umístění stanoviště (čtverec) v lokalitě, a tudíž také typ vegetace, která měla největší vliv na abundanci. Důležitost typu vegetace podporuje také předpoklad růstu diverzity v teplomilných doubravách nebo v malých fragmentech doubrav, ale musíme počítat i s dalšími faktory, což je patrné z předpokladu zvyšování diverzity v jehličnatých výsadbách. Konektivita fragmentů může zvyšovat druhovou diverzitu, ale není zde podmiňujícím faktorem.

Lokalita, resp. její velikost jako samostatný faktor, pravděpodobně neměla kauzální vliv na druhovou diverzitu. To může být důsledek percepce stanoviště a jeho struktury, protože vzhledem k velikosti pavouků je pravděpodobné, že jimi vnímaná klíčová struktura stanoviště nebude na úrovni krajiny, ale spíše na úrovni biotopu a jeho struktury a složení (Tews et al. 2004). Velikost je zde nepřímým faktorem, protože na větší lokalitě (biotopu) může být širší rozmezí environmentálních nik, což může zvýšit druhovou diverzitu pavouků (Pajunen et al. 1995).

Variabilita diverzity pavouků měla těsný vztah ke čtvercům každé lokality. Příčinou může být už jen to, že právě čtverec byl nejbližší instalovaným pastem a vystihuje tak konkrétní podmínky nejlépe. Každý čtverec byl ovšem charakterizován určitým typem vegetace, který je hmotným vyjádřením určitých podmínek, které se mohou lišit, i když je typ vegetace čtverců stejný.

Typ vegetace ovlivňoval diverzitu a především abundanci pavouků. Složení a struktura vegetace ovlivňuje výběr stanoviště pavouky a tudíž i složení společenstva (Uetz 1979). Pavouci vyhledávají optimální mikroklima (teplota, vlhkost), které se mění

s vegetací. Druhové složení pavouků se pak liší v interiéru fragmentu, na jeho okraji a v okolní matici (Pajunen et al. 1995). Pavouci se také soustředí v místech s vyšší abundancí kořisti (Murdoch 1977), jež je v prostorově různorodější vegetaci. Nicméně abundance pavouků se nebude zvyšovat neustále, i kdyby bylo stále dost kořisti (Riechert et Lockley 1984), protože jsou silně teritoriální a v důsledku toho loví také jiné pavouky. Abundance jedinců tím bude omezená a z míst s optimálními podmínkami, resp. s vysokou abundancí, budou jedinci emigrovat do okolí.

Diverzita pavouků v teplomilných doubravách má nejvyšší tendenci stoupat. To zřejmě souvisí s optimálním složením vegetace a dostupností potravních zdrojů. Důležitost typu vegetace se také mohla projevit na druhové diverzitě v malých fragmentech doubrav (lokalita 23 a 24), kde je předpoklad poměrně velkého počtu lesních druhů navzdory tomu, že se jedná o malá stanoviště s nízkou mírou konektivity (Tab. 1).

Překvapující je předpokládaný růst diverzity v jehličnatých výsadbách, které nemají bohatě strukturovaný podrost. V závislosti na lokalizaci vůči ostatním typům vegetace (oba čtverce s jehličnatou výsadbou sousedí s doubravami) je možné, že dochází k okrajovému efektu. Svými mikrostanovištními vlastnostmi se může jehličnatá výsadba jevit jako izolovaná (Begon et al. 1997) s malým množstvím původních druhů. Volný prostor kolonizují lesní druhy z okolních stanovišť. Podobné je to u malých fragmentů lesa v nelesní matici, kde velkou část společenstva tvoří druhy typické právě pro matici (Floren et Deelernan-Reinhold 2005, Gallé 2008).

S vyšší mírou konektivity fragmentů se lehce zvyšovala diverzita lesních druhů i druhů otevřených stanovišť. Při dostatečně velkém souboru dat a v ideálním případě se předpokládá, že s vyšší mírou konektivity fragmentu bude stoupat diverzita lesních druhů a klesat diverzita druhů otevřených stanovišť ve fragmentu. Průsečík těchto dvou křivek by nám pak měl ukázat míru konektivity, jež je optimální pro celkovou diverzitu, tedy diverzitu obou skupin. To by pak mělo vyústit v určitá managementová opatření.

Avšak zmíněné zvyšování diverzity s mírou konektivity je zřejmě zkresleno majoritním významem podmínek a zdrojů na stanovištích. Míra konektivity fragmentů (lokalit) se zvyšuje s jejich plochou (Tab. 1). Je možné, že různorodější nabídka stanovišť na větší ploše přispěla ke zvyšování diverzity. Tímto nijak nechci snižovat význam konektivity mezi fragmenty, jež jistě má vliv na výskyt druhů (Bonte et al. 2004). Ale na základě orientačních výsledků a v konkrétním případě studovaných lokalit se konektivita, ve smyslu podpory komunikace mezi populacemi pavouků, nezdá

být faktorem podmiňujícím druhovou diverzitu společenstva.

10. Závěr

Fragmentace stanoviště se jeví jako významný faktor prostředí, který má vztah k druhové diverzitě a odráží se na struktuře společenstev rostlin a živočichů. V současnosti je věnována pozornost především antropogenní fragmentaci a jejím negativním dopadům. Ty působí přímo, např. ztráta stanoviště a jeho zmenšování, a nepřímo, což se projevuje hlavně okrajovým efektem. S tím souvisí změny podmínek a zdrojů na stanovišti.

Pavouci (Araneae) jsou vhodný taxon k indikaci těchto změn a kvality prostředí celkově. Z orientačního vyhodnocení je patrné, že struktura jejich společenstva se určitým způsobem mění hlavně v návaznosti na odlišné složení a strukturu vegetace a s tím spojených změn mikroklimatu. Fragmentace stanoviště bude zřejmě mít na společenstva epigeických pavouků nejprve nepřímý vliv v podobě okrajového efektu a až s markantnější ztrátou stanoviště to bude vliv přímý, projevující se například izolací lesního fragmentu. Konektivita fragmentu by pak mohla být faktorem podmiňujícím druhovou diverzitu společenstva.

Bylo by vhodné v započatém výzkumu i nadále pokračovat. Bude zajímavé sledovat zda se podaří odkrýt předpokládaný vliv konektivity na druhovou diverzitu a stanovit určitou hodnotu její míry, která by podporovala co nejvyšší bohatost společenstva. Zároveň bychom v dalším výzkumu neměli opomenout důležitost struktury a složení vegetace, protože ekologické faktory jako konektivita a typ vegetace působí na společenstva synergicky.

Literatura

- Aguilar R, Ashworth L, Galetto L, Aizen MA. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* 9, 968–980.
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. *Oikos* 71, 355–366.
- Atauri JA, de Lucio JV. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16, 147–159.
- Bawa KS, Bullock SH, Perry DR, Coville RE, Grayum MH. 1985. Reproductive-biology of tropical lowland rain-forest trees. 2. Pollination systems. *American Journal of Botany* 72, 346–356.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1997. *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství UP Oloumouc.
- Bonte D, Baert L, Lens L, Maelfait JP. 2004. Effects of aerial dispersal, habitat specialisation, and landscape structure on spider distribution across fragmented grey dunes. *Ecography* 27, 343–349.
- Bossuyt B, Hermy M, Deckers J. 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87, 628–638.
- Buchar J, Růžička V. 2002. *Catalogue of Spiders of the Czech Republic*. Peres Publishers, Praha.
- Debinski DM, Holt RD. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14, 342–355.
- Didham RK, Ghazoul J, Stork NE, Davis AJ. 1996. Insects in fragmented forests: A functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 255–260.
- Didham RK, Hammond PM, Lawton JH, Eggleton P, Stork NE. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68, 295–323.

- Driscoll DA. 2004. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications* 14, 220–240.
- Ewers RM, Didham RK. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81, 117–142.
- Fahrig L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100, 65–74
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of*

25

- Ecology and Systematics* 34, 487–515.
- Floren A, Deelernan-Reinhold C. 2005. Diversity of arboreal spiders in primary and disturbed tropical forests. *Journal of Arachnology* 33, 323–333.
- Gallé R. 2008. The effect of naturally fragmented landscape on the spider assemblages. *North-Western Journal of Zoology* 4, 61–71.
- Gibbs JP. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. *Journal of Wildlife Management* 62, 584–589.
- Greenberg CH, Lanham JD. 2001. Breeding bird assemblages of hurricane-created gaps and adjacent closed canopy forest in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 154, 251–260.
- Haddad NM, Haarstad J, Tilman D. 2000. The effects of long-term nitrogen loading on grassland insect communities. *Oecologia* 124, 73–84.
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41–49.
- Honnay O, Hermy M, Coppin P. 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87, 73–84.
- Honnay O, Jacquemyn H, Bossuyt B, Hermy M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist* 166, 723–736.
- Hopkins PJ, Webb NR. 1984. The composition of the beetle and spider faunas on fragmented heathlands. *Journal of Applied Ecology* 21, 935–946.
- Kapoor V. 2008. Effects of rainforest fragmentation and shade-coffee plantations on spider communities in the Western Ghats India. *Journal of Insect Conservation* 12, 53–68.
- Kiesecker JM, Blaustein AR, Belden LK. 2001. Complex causes of amphibian

population declines. *Nature* 410, 681–684.

Klein BC. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70, 1715–1725.

Koprowski JL. 2005. The response of tree squirrels to fragmentation: a review and synthesis. *Animal Conservation* 8, 369–376.

Kupfer JA, Malanson GP, Franklin SB. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15, 8–20.

26

Laurance WF, Yensen E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55, 77–92.

Linhart YB, Feinsinger P. 1980. Plant-hummingbird interactions – effects of island size and degree of specialisation on pollination. *Journal of Ecology* 68, 745–760.

MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

Miller F. 1971. Řád Pavouci – Araneida. V Daniel M, Černý V (eds). *Klíč zvířeny ČSSR IV*. ČSAV Praha, str. 51–306.

Miyashita T, Shinkai A, Chida T. 1998. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biological Conservation* 86, 357–364.

Moilanen A, Nieminen M. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83, 1131–1145.

Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests – implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58–62.

Murdoch WW. 1977. Stabilizing effects of spatial heterogeneity in predator-prey systems. *Theoretical Population Biology* 11, 252–273.

Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, Escobar F, Favila M, Vulinec K. 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation* 137, 1–19.

Novák K (ed.). 1969. *Metody sběru a preparace hmyzu*. NČSAV Praha.

Pajunen T, Haila Y, Halme E, Niemela J, Punttila P. 1995. Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in

southern Finland. *Ecography* 18, 62–72.

R-language, Version 2.8.1 [Software]. C2008. The R Foundation for Statistical Computing.

Riechert SE, Lockley T. 1984. Spiders as biological-control agents. *Annual Review of Entomology* 29, 299–320.

Roberts MJ. 1996. *Spiders of Britain and Northern Europe*. Collins Field Guide. HarperCollins, London.

Ryall KL, Fahrig L. 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: A review of theory. *Ecology* 87, 1086–1093.

Samways M. 2005. *Insect Diversity Conservation*. Cambridge University Press,

27

Cambridge, UK.

Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991. Biological Consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18–32.

Schmiegelow FKA, Machtans CS, Hannon SJ. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78, 1914–1932.

Spitzer K, Jaros J, Havelka J, Leps J. 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indo-Chinese montane rainforest. *Biological Conservation* 80, 9–15.

Steffan-Dewenter I, Tschardt T. 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* 3, 449–456.

Steffan-Dewenter I, Munzenberg U, Burger C, Thies C, Tschardt T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83, 1421–1432.

Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Waller RW. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306, 1783–1786.

Swihart RK, Gehring TM, Kolozsvary MB, Nupp TE. 2003. Responses of “resistant” vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions* 9, 1–18.

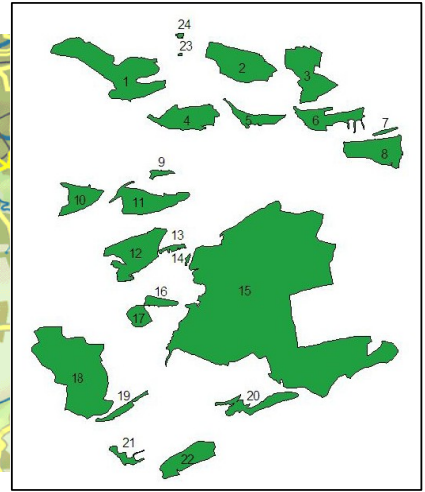
Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the

- importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79–92.
- Tolasz R (ed.). 2007. Atlas podnebí Česka/Climate Atlas of Czechia. ČHMÚ Praha a Vydavatelství UP Olomouc.
- Tscharntke T, Brandl R. 2004. Plant-insect interactions in fragmented landscapes. *Annual Review of Entomology* 18, 305–348.
- Uetz GW. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia* 40, 29–42.
- Vellend M. 2003. Habitat loss inhibits recovery of plant diversity as forests regrow. *Ecology* 84, 1158–1164.
- Watson JEM, Whittaker RJ, Freudenberger D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography* 32, 1353–1370.

- Web of Science [Internet]. C2008. Thomson Reuters. [cit. 2009-4-1]. URL: <<http://apps.isiknowledge.com/>>
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. V Soulé ME (ed.). *Conservation Biology*. 237–256.
- Wilcox BA, Murphy DD. 1985. Conservation strategy – the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125, 879–887.
- Wise DH. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press.

Příloha 1

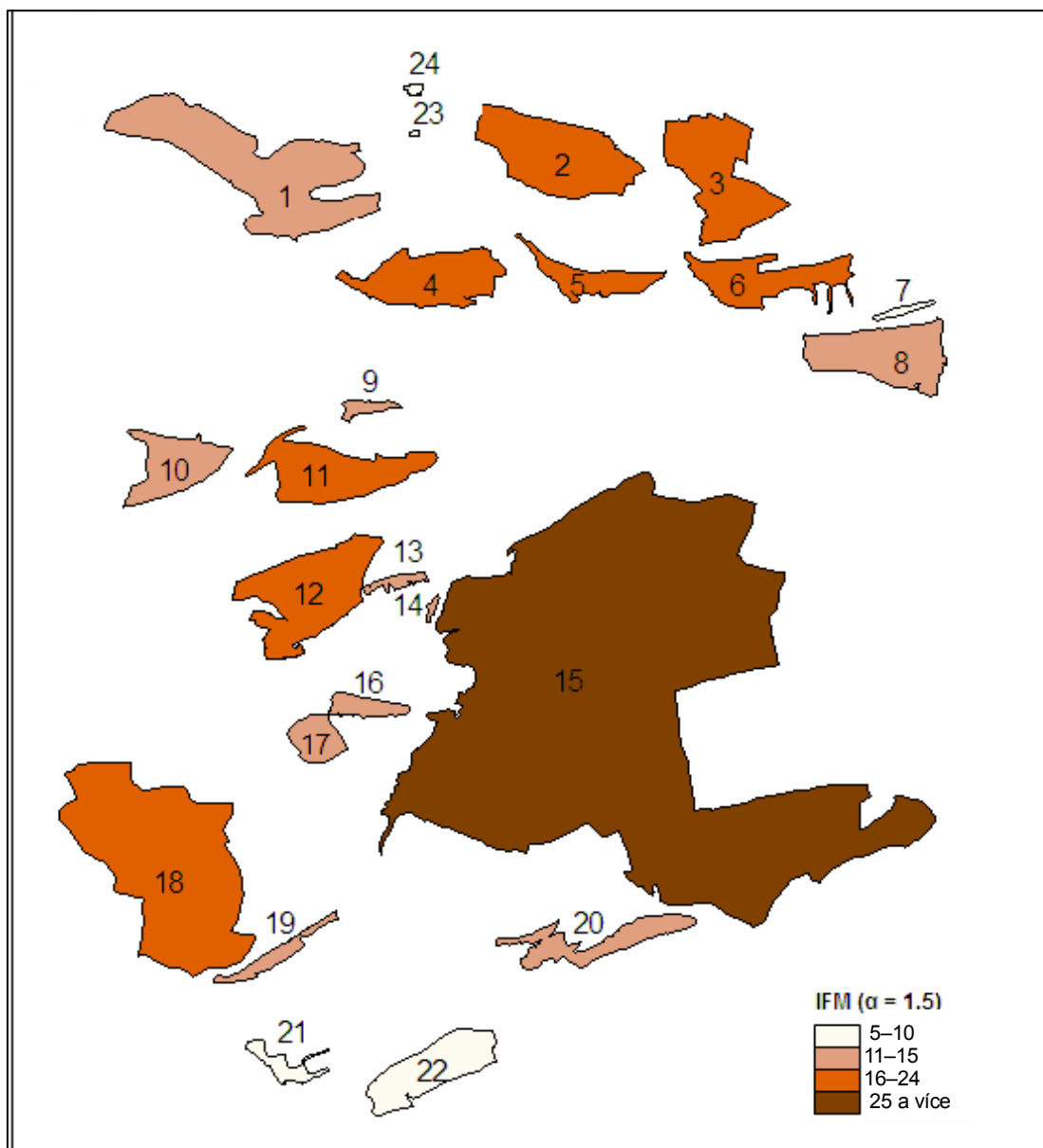
Poloha zájmového území, uspořádání lesních fragmentů (lokalit) a pohled na jejich okolí. Vzdálenost mezi Měňany a Skuhrovem je 4,5 km. Lokality použité k monitorování pavouků jsou označeny oranžovými číslicemi.



Příloha 2

Grafické znázornění hodnot IFM modelu vyjadřujícího míru konektivity výzkumných

lokalit v CHKO Český kras. Hladina očekávané disperze jedinců $\alpha = 1,5$ (pro druhy pohybující se do vzdálenosti 0,1–1 km).



Příloha 3

Výčet druhů a počet jedinců chycených v každé lokalitě.

Čeleď ^a	Druh ^b	Lokalita					Celkem
		2	15	17	23	24	
Agelenidae	<i>Agelena labyrinthica</i>		1				1
	<i>Tegenaria agrestis</i>		1				1
	<i>Tegenaria torpida</i>		60				60
Amaurobiidae	<i>Amaurobius inermis</i>	2	13				15
	<i>Amaurobius terrestris</i>	21	45	3		7	76
	<i>Ciniflo fenestralis</i>		28				28
Clubionidae	<i>Clubiona compta</i>		2				2
	<i>Clubiona subtilis</i>		1				1
	<i>Clubiona terrestris</i>		1				1
Dictyniidae	<i>Cicurina cicur</i>	3	5				8
	<i>Dictyna flavescens</i>		2				2
Dysderidae	<i>Dysdera erythrina</i>	20	25	2	14	9	70
	<i>Harpactes hombergi</i>	9					9
	<i>Harpactes lepidus</i>	8	47	1	2		58
	<i>Harpactes rubicundus</i>	32	42	4	1	13	92
Gnaphosidae	<i>Drassodes lapidosus</i>	9	1		4		14
	<i>Gnaphosa bicolor</i>	13	4				17
	<i>Haplodrassus silvestris</i>	28	61	10	11	6	116
	<i>Haplodrassus soerenseni</i>	7	1				8
	<i>Haplodrassus umbratilis</i>		7		4	1	12
	<i>Zelotes aeneus</i>		1				1
	<i>Zelotes apricorum</i>	3	8				11
	<i>Zelotes electus</i>		12				12
	<i>Zelotes latreillei</i>					2	2
	<i>Zelotes pedestris</i>	5	4		2	3	14
	<i>Zelotes petrensis</i>	2	1				3
	<i>Zelotes pusillus</i>	58	9		11		78
	<i>Zelotes subterraneus</i>	55	58	1	3		117
	<i>Zelotes villicus</i>	119	40	1	8		168
Linyphiidae	<i>Bathyphantes approximatus</i>	2	3		2		7
	<i>Centromerus sylvaticus</i>	4	22		1		27
	<i>Linyphia clathrata</i>	6	4				10
	<i>Linyphia hortensis</i>	4	1				5
	<i>Walckenaeria cucullata</i>	5	10		1		16
Liocranidae	<i>Agroeca brunnea</i>	9	8	1			18
	<i>Agroeca cuprea</i>	2	2				4
	<i>Apostenus fuscus</i>	1	10				11
	<i>Phrurolithus festivus</i>		3				3

Pokračování

Čeleď ^a	Druh ^b	Lokalita	Celkem
--------------------	-------------------	----------	--------

		2	15	17	23	24	
Lycosidae	<i>Alopecosa accentuata</i>		1				1
	<i>Alopecosa aculeata</i>		1				1
	<i>Alopecosa cuneata</i>				7	7	14
	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	2	1			1	4
	<i>Alopecosa solitaria</i>	1					1
	<i>Alopecosa sulzeri</i>	2					2
	<i>Aulonia albimana</i>		3			1	4
	<i>Pardosa hortensis</i>	35	2	2	2	3	44
	<i>Pardosa lugubris</i>	2486	2948	570	775	369	7130
	<i>Pardosa paludicola</i>		32	2			34
	<i>Tricca lutetiana</i>	2					2
	<i>Trochosa ruricola</i>	2			1	2	5
	<i>Trochosa terricola</i>	151	171	18	16	18	374
	<i>Xerolycosa nemoralis</i>		1				1
Philodromidae	<i>Philodromus dispar</i>		1				1
Pisauridae	<i>Pisaura mirabilis</i>	3	3				6
Salticidae	<i>Aelurillus festivus</i>	1					1
	<i>Ballus depressus</i>	1					1
Segestriidae	<i>Segestria bavarica</i>	2					2
	<i>Segestria senoculata</i>	1	2				3
Tetragnathidae	<i>Pachygnatha degeeri</i>	1					1
Theridiidae	<i>Enoplognatha schaufussi</i>		1				1
	<i>Enoplognatha thoracica</i>		1				1
	<i>Euryopsis flavomaculata</i>				1		1
	<i>Pholcomma gibbum</i>					1	1
	<i>Teutana grossa</i>			1			1
Thomisidae	<i>Oxyptila atomaria</i>		7				7
	<i>Pistius truncatus</i>		1				1
	<i>Xysticus audax</i>		2			1	3
	<i>Xysticus cambridgei</i>	12	77				89
	<i>Xysticus erraticus</i>		1				1
	<i>Xysticus ferrugineus</i>	1					1
	<i>Xysticus kochi</i>		6				6
	<i>Xysticus lanio</i>		2				2
	<i>Xysticus luctator</i>	4	13				17
<i>Xysticus ulmi</i>		1				1	
Zodariidae	<i>Zodarium germanicum</i>	113	19		1		133
Zoridae	<i>Zora nemoralis</i>	13	13		10	4	40
	<i>Zora silvestris</i>		1				1
	<i>Zora spinimana</i>	2	2		1	1	6

Pozn.: ^a zařazení do čeledí podle Buchara et Růžičky (2002), ^b jména podle Millera (1971)

Poznámka k Příloze 3:

Četnost druhů v jednotlivých lokalitách je ovlivněna počtem instalovaných pastí (viz

Tab. 2).

Příloha 4

Vyhledávané stanoviště a reliktnost determinovaných druhů.

Čeľad ^a	Druh ^b	Reliktnost ^c	Typ stanoviště ^d	
			otevřené	lesní
Agelenidae	<i>Agelena labyrinthica</i>	C, S		lesní okraje, paseky
	<i>Tegenaria agrestis</i>	C, S, D	skalní stepi	
	<i>Tegenaria torpida</i>	C, S	kamenité sutě	lesní stanoviště
Amaurobiidae	<i>Amaurobius inermis</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Amaurobius terrestris</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Ciniflo fenestralis</i>	C, S	skály	lesní stanoviště
Clubionidae	<i>Clubiona compta</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Clubiona subtilis</i>	C, S	podmáčené louky	
	<i>Clubiona terrestris</i>	C, S		lesní stanoviště
Dictyniidae	<i>Cicurina cicur</i>	C, S, D		lesní stanoviště
	<i>Dictyna flavescens</i>	C, S		dubohabřiny
Dysderidae	<i>Dysdera erythrina</i>	C	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Harpactes hombergi</i>	C, S		teplomilné doubravy
	<i>Harpactes lepidus</i>	C, S		suťové lesy
	<i>Harpactes rubicundus</i>	C, S, A	otevřená stanoviště	lesní stanoviště
Gnaphosidae	<i>Drassodes lapidosus</i>	C, S	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Gnaphosa bicolor</i>	C		teplomilné doubravy
	<i>Haplodrassus silvestris</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Haplodrassus soerenseni</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Haplodrassus umbratilis</i>	C, S		lesní okraje
	<i>Zelotes aeneus</i>	C, S, D	skalní stepi	
	<i>Zelotes apricorum</i>	C, S	píščiny	lužní lesy
	<i>Zelotes electus</i>	C, S	skalní stepi	
	<i>Zelotes latreillei</i>	C, S, D	otevřená stanoviště	lesní stanoviště
	<i>Zelotes pedestris</i>	C, S	louky, pastviny	lužní lesy
	<i>Zelotes petrensis</i>	C, S	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Zelotes pusillus</i>	C, S	otevřená stanoviště	
	<i>Zelotes subterraneus</i>	C, S, D	kamenité sutě	lesní stanoviště
<i>Zelotes villicus</i>	C	skalní stepi	teplomilné doubravy	
Linyphiidae	<i>Bathyphantes approximatus</i>	C, S	podmáčené louky	lužní lesy
	<i>Centromerus sylvaticus</i>	C, S, D	otevřená stanoviště	lesní stanoviště
	<i>Linyphia clathrata</i>	C, S	louky, pastviny	lesní stanoviště
	<i>Linyphia hortensis</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Walckenaeria cucullata</i>	C, S		lesní stanoviště
Liocranidae	<i>Agroeca brunnea</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Agroeca cuprea</i>	C	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Apostenus fuscus</i>	C, S		teplomilné doubravy
	<i>Phrurolithus festivus</i>	C, S	otevřená stanoviště	lesní stanoviště

Pokračování

Čeľad ^a	Druh ^b	Reliktonst ^c	Typ stanoviště ^d	
			otevřené	lesní
Lycosidae	<i>Alopecosa accentuata</i>	C, S	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Alopecosa aculeata</i>	C		lesní okraje, paseky
	<i>Alopecosa cuneata</i>	C, S, D	louky, pastviny	
	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	C, S, D	otevřená stanoviště	
	<i>Alopecosa solitaria</i>	C	skalní stepi	
	<i>Alopecosa sulzeri</i>	C		teplomilné doubravy
	<i>Aulonia albimana</i>	C, S	skalní stepi	lesní okraje, paseky
	<i>Pardosa hortensis</i>	C, S, D	skalní stepi	lesní okraje
	<i>Pardosa lugubris</i>	C, S, D		lesní stanoviště
	<i>Pardosa paludicola</i>	C, S	podmáčené louky	
	<i>Tricca lutetiana</i>	C	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Trochosa ruricola</i>	C, S, D	louky, pastviny	parky, sady
	<i>Trochosa terricola</i>	C, S, D	otevřená stanoviště	lesní okraje
	<i>Xerolycosa nemoralis</i>	C, S	otevřená stanoviště	lesní stanoviště
Philodromidae	<i>Philodromus dispar</i>	C, S		lesní stanoviště
Pisauridae	<i>Pisaura mirabilis</i>	C, S, D	otevřená stanoviště	lesní okraje
Salticidae	<i>Aelurillus festivus</i>	C	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Ballus depressus</i>	C, S		dubohabřiny
Segestriidae	<i>Segestria bavarica</i>	C, S	skály	
	<i>Segestria senoculata</i>	C, S	kamenité sutě	lesní stanoviště
Tetragnathidae	<i>Pachygnatha degeeri</i>	C, S, D	louky, pastviny	
Theridiidae	<i>Enoplognatha schaufussi</i>	C	píščiny	
	<i>Enoplognatha thoracica</i>	C, S, D	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Euryopis flavomaculata</i>	C, S	skalní stepi	lesní stanoviště
	<i>Pholcomma gibbum</i>	C, S	kamenité sutě	suťové lesy
	<i>Teutana grossa</i>	A	stavby, konstrukce	
Thomisidae	<i>Oxyptila atomaria</i>	C, S	skalní stepi	
	<i>Pistius truncatus</i>	C, S		teplomilné doubravy
	<i>Xysticus audax</i>	C, S	otevřená stanoviště	lesní stanoviště
	<i>Xysticus cambridgei</i>	C, S		teplomilné doubravy
	<i>Xysticus erraticus</i>	C, S	skalní stepi	teplomilné doubravy
	<i>Xysticus ferrugineus</i>	C	skalní stepi	
	<i>Xysticus kochi</i>	C, S	otevřená stanoviště	
	<i>Xysticus lanio</i>	C, S		dubohabřiny
	<i>Xysticus luctator</i>	C, S		teplomilné doubravy
	<i>Xysticus ulmi</i>	C, S	podmáčené louky	
Zodariidae	<i>Zodarium germanicum</i>	C, S	skalní stepi	teplomilné doubravy
Zoridae	<i>Zora nemoralis</i>	C, S		teplomilné doubravy
	<i>Zora silvestris</i>	C, S		lesní stanoviště
	<i>Zora spinimana</i>	C, S, D		lesní stanoviště

Pozn.: ^a zařazení do čeledí podle Buchara et Růžičky (2002), ^b jména podle Millera (1971)
Vysvětlivky k Příloze 4:

^c Reliktnost výskytu druhů (podle Buchar a Růžička 2002):

C – climax (klimaxová stanoviště, která jsou minimálně narušena činností člověka)

S – semi-natural (druhotná, polopřirozená stanoviště)

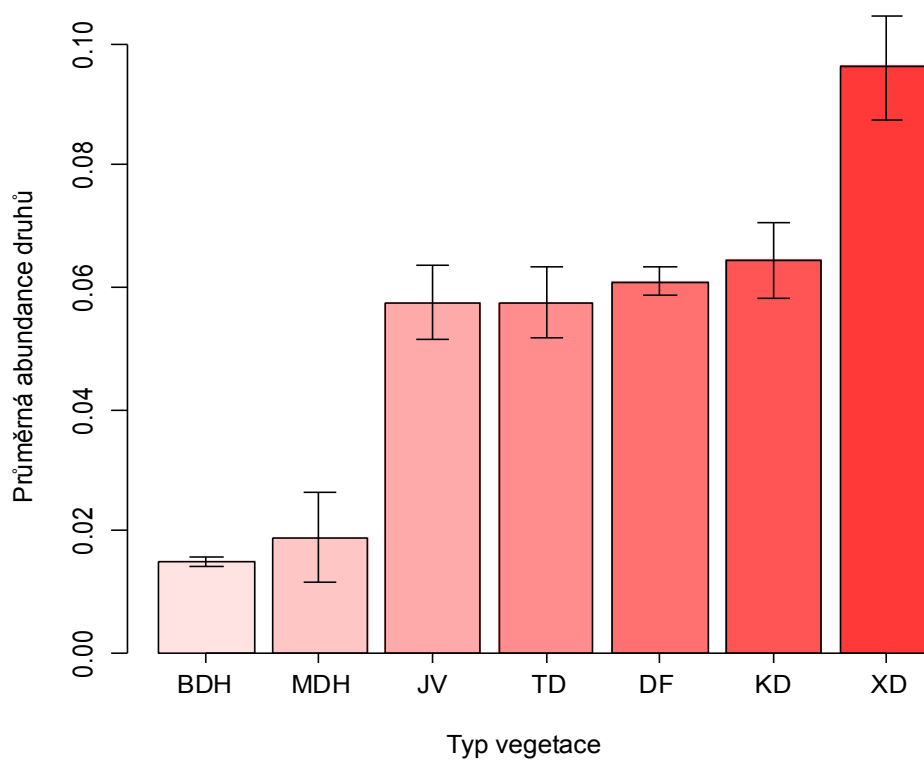
D – disturbed (pravidelně narušovaná stanoviště s vysokým stupněm disturbance)

A – artificial (umělé prostředí lidských sídel, které je poměrně stálé, bez výrazné disturbance)

^d Typ stanoviště (podle Buchar a Růžička 2002) – nejedná se o striktní výčet stanovišť,
ale jen o vybrané příklady

Příloha 5

Abundance pavouků (Araneae) v různých typech vegetace. U každého sloupce je vynesena střední chyba průměru (SE).



Vysvětlivky: BDH – buková dubohabřina

DF – doubrava fragment (lokality 23 a 24)

JV – jehličnatá výsadba

KD – kyselá doubrava

MDH – mezofilní dubohabřina

TD – teplomilná doubrava

XD – xerothermní doubrava

Příloha 6

Rarefrakční propočet průběhu diverzity při různém naředění vzorku

