

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ GEOINFORMATIKY A ÚZEMNÍHO  
PLÁNOVÁNÍ

VLIV STRUKTURY KRAJINY NA DIVERZITU PTAČÍCH  
SPOLEČENSTEV

Bakalářská práce

VEDOUCÍ PRÁCE: Ing. Vojtěch Barták, Ph.D.  
BAKALANT: Zhanna Vinogradova

2018

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Zhanna Vinogradova

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Vliv struktury krajiny na diverzitu ptačích společenstev**

Název anglicky

**Influence of the landscape structure on the diversity of bird communities**

---

### **Cíle práce**

Zjistit vliv struktury krajiny na diverzitu ptačích společenstev

### **Metodika**

Jedná se o posouzení vlivu struktury krajiny – měřené vybranými krajinnými metrikami – na diverzitu ptačích společenstev – měřenou vybranými indexy diverzity. Zpracování zahrnuje jednoduché geoinformatické analýzy (včetně výpočtu krajinných metrik) a použití základních statistických metod. K dispozici jsou hodnoty indexů diverzity z velkého množství lokalit v Itálii.

## **Doporučený rozsah práce**

30-50

## **Klíčová slova**

Ptačí společenstva, Struktura krajiny, Krajinné metriky, Biodiverzita

---

## **Doporučené zdroje informací**

Friederike Borges, Michael Glemnitz, Alfred Schultz, Ulrich Stachow. Assessing the habitat suitability of agricultural landscapes for characteristic breeding bird guilds using landscape metrics. 2017.

Kevin McGarigal. Relationship between landscape structure and avian abundance patterns in the Oregon coast range. 1994

Stefan Schindler, Henrik von Wehrdenc, Kostas Poirazidise, Thomas Wrбка, Vassiliki Katig. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. 2012

T. Gatesire, D. Nsabimana, A. Nyiramana, J. L. Seburanga, and M. O. Mirville. Bird diversity and distribution in relation to urban landscape types in northern Rwanda. 2014

---

## **Předběžný termín obhajoby**

2017/18 LS – FŽP

## **Vedoucí práce**

Ing. Vojtěch Barták, Ph.D.

## **Garantující pracoviště**

Katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování

## **Konzultant**

Federico Morelli

Elektronicky schváleno  
dne 25.3.2018

Elektronicky schváleno  
dne 26.3.2018

---

**doc. Ing. Petra  
Šimová, Ph.D.**

Vedoucí katedry

---

**prof. RNDr. Vladimír Bejček,  
CSc.**

Děkan

V Praze dne 13. 04. 2018

## PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Vojtěcha Bartáka, Ph.D. Další informace mi poskytl vědecký konzultant Federico Morelli. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 24. 4. 2018

## PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala Ing. Vojtěchu Bartákovi, Ph.D. za cenné rady, věcné připomínky a vstřícnost při konzultacích a vypracování bakalářské práce. Mé poděkování patří též Dr. Federicu Morellimu za poskytnuté údaje.

## Abstrakt

Na některé procesy, které jsou spojené s dynamikou biodiverzity mohou být vázány změny ve struktuře krajiny, která může být částečně vyjádřena indexy, tj. krajinnými metrikami. Cílem této práce je zjištění statistických vztahů mezi diverzitou ptáků a strukturou krajiny. Diverzita ptačích společenstev se zjišťovala po celém regionu střední Itálie – Marche a byla vyjádřena indexy: druhového bohatství, funkční a fylogenetické diverzity. Na dvou mapových podkladech: rastrovém a vektorovém byla kolem každého místa sledování vytvořena okolí s poloměrem 100 m, 200 m a 500 m, kde byly následně vypočítány krajinné indexy (SHDI, ED, PD, LPI, KES). Odpovídající hodnoty krajinných metrik a indexů biodiverzity byly proloženy lineární regresí. Modely prokázaly závislost mezi strukturálními indexy a diverzitou ptačích společenstev, ale z důvodu špatného rozlišení rastru jsou za směrodatné považovány výsledky získané z vektorové mapy. Dle těchto výsledků je optimálním okolím pro sledování biodiverzity v závislosti na SHDI 200 m, na ED, PD a LPI 500 m. Výsledky ukazují, že struktura krajiny není dominantním faktorem ovlivňujícím ptačí diverzitu, o čemž vypovídají nízké hodnoty koeficientu determinace. Při zkoumání vlivu krajinné struktury na biodiverzitu tedy za prvé nestačí krajinné metriky, které neberou v úvahu kvalitu prostředí, a za druhé je nutné brát v úvahu konkrétní druhy zkoumaných ptáků, neboť se liší v požadavcích na prostředí, které obývají.

## Klíčová slova:

krajinné metriky, krajinná heterogenita, funkční diverzita, fylogenetická diverzita, druhové bohatství.

## Abstract

Some processes that are related with the dynamics of biodiversity can be bound to the changes in the landscape structure, which can be partially expressed by landscape indices, i.e. landscape metrics. The aim of this thesis is exploring the statistical relationships between birds' diversity and landscape structure. The diversity of bird communities was surveyed throughout the central Italian region – Marche and was expressed by the indices: species richness, functional and phylogenetic diversity. On both maps: grid one and the vector one, buffers of 100 m, 200 m and 500 m around each point of monitoring biodiversity were created, where landscape indexes (SHDI, ED, PD, LPI, KES) were calculated. Linear regression was used to relate the landscape metrics and biodiversity indices. Models have shown the dependence between the structural indexes and diversity of bird communities, but due to the poor resolution of the gridded land cover data (i.e. Corine), the results obtained from the vector map are considered as more appropriate. According to these results, the optimal buffer for the monitoring of biodiversity is 100 m resp. 500 m for SHDI resp. ED, PD and LPI. Relatively low values of coefficient of determination indicate that landscape structure is not a dominant factor influencing bird diversity. Firstly, landscape metrics, which do not take into account the quality of the landscape, are not enough for studying the influence of landscape structure on biodiversity. Secondly, it is necessary to pay attention on the particular bird species as they can substantially differ in the habitat requirements.

## Keywords:

Bird communities, Landscape structure, Landscape metrics, Biodiversity

## Přehled použitých zkratek

bri	druhové bohatství ptáků
CED	Fylogenetická bohatost
CLC	Corine Land Cover
ED	Hustota okrajů
FDiv	Funkční divergence
FEve	Funkční vyrovnanost
FRic	Funkční bohatost
LPI	Index největší plošky
PD	Hustota plošek
RaoQ	Fylogenetická divergence
SHDI	Index diverzity dle Shannona
SIDI	Index diverzity Simpsona



# Obsah

1 Úvod.....	1
2 Cíle .....	1
3. Literární rešerše .....	2
3.1.1 Struktura krajiny.....	2
3.2.1 Biologická diverzita .....	4
3.2.2 Hodnocení biodiverzity .....	4
3.3.1 Vztah mezi krajinnou strukturou a faunou .....	8
3.3.2 Struktura krajiny a ptačí společenstva .....	9
4. Materiál a metodika .....	12
4.1 Charakteristika studovaného území .....	12
4.2 Vstupní data a jejich úprava.....	12
4.3 Počítání krajinných indexů .....	14
4.4 Statistická analýza.....	16
5. Výsledky .....	17
6. Diskuse .....	22
6.1 Vliv velikosti okolí.....	22
6.2 Krajinné metriky .....	23
7 Závěr .....	26
8 Přehled literatury a použitých zdrojů.....	27
9 Přílohy.....	30

# 1 Úvod

Ptactvo plní řadu ekologických funkcí. Například jsou bioindikátory zdravých ekosystémů (Mistry *et al.* 2008). V Německu avifaunu používají jako celostátní ukazatel biologické rozmanitosti. Kromě toho ptáci hrají důležitou roli v opylování rostlin, o čemž svědčí např. strdimilovití, kteří se podílejí na křížení kvetoucích rostlin, především ornithophilů (Judd *et al.* 2008). Hmyzožravé druhy a dravci regulují početnost přenašečů chorob, včetně komárů a hlodavců. Ptáci mrchožrouti, jako *Corvus Albus*, podporují zpracování biomasy. Ptáci dále hrají důležitou roli v šíření semen, zejména dužnatých plodů rostlin (Stevenson and Fanshawe, 2002). Tyto ekosystémové funkce jsou důležité pro mnoho biocenóz a pro zajištění toho, aby ptáci nadále plnili tyto biologické funkce v odpovídajícím rozsahu, je nutné prozkoumat dynamiku a aspekty jejich rozmanitosti (Gatesire *et al.* 2014).

Bylo odhaleno mnoho faktorů, které vedou ke snižování počtu zemědělských ptáků, zejména faktory související s typem a intenzitou zemědělského využívání půdy a hospodařením (Butler *et al.* 2010). Příklady takových faktorů jsou změny ve střídání plodin (Smith *et al.* 2010), změny v pěstování zemědělských plodin (Guerrero *et al.* 2012) či zjednodušení rozmanitosti a prostorové členitosti prostředí (Danhardt *et al.* 2010). Zjednodušení přírodních stanovišť v důsledku využití území člověkem (tj. např. takovými procesy jako je pastva a odlesňování) hraje klíčovou roli při snižování početnosti lesních ptáků (Reid 1999). Protože jednotlivé potravně specializované skupiny ptáků spoléhají na zdroje potravy dodávané různými strukturálními a vegetačními prvky, budou na ptáky nejvíce bohatá stanoviště s největší pravděpodobností ta, která poskytují maximální spektrum zdrojů, tj. s rozmanitou strukturou krajiny a flory (Bauer *et al.* 2000).

## 2 Cíle

Práce se zabývá posouzením vlivu struktury krajiny, měřenou krajinnými indexy, na diverzitu ptačích společenstev, měřenou indexy druhového bohatství, funkční a fylogenetické diverzity. Dílčími cíli jsou zjištění vlivu kvality vstupních mapových podkladů a prostorového měřítka na výsledky analýz.

## 3. Literární rešerše

### 3.1.1 Struktura krajiny

Krajinná struktura má zásadní ekologický význam, který je definován jejím propojením s udržitelností krajiny a vlivem na mnoho důležitých ekologických procesů. Strukturu krajiny lze chápat různě. Obecně lze rozdělit strukturu krajiny na vertikální a horizontální.

**Struktura vertikální** je dána geomorfologií, výškovou členitostí terénu. Je výsledkem přírodních vlivů ([zdroji](#)).

**Horizontální struktura** vyjadřuje vztahy mezi jednotlivými částmi krajinné mozaiky. Z tohoto hlediska lze rozeznávat tři základní skladebné součásti krajiny; jsou to matrice, plošky a koridory (Forman and Godron, 1993). **Ploška** je plošná část povrchu, která se vzhledem liší od svého okolí. Jsou to obvykle rostlinná nebo živočišná společenstva, skály nebo budovy. **Koridory** jsou liniové prvky, které jsou obklopeny odlišným prostředím. Spojením koridorů se vytvářejí sítě. **Matrice** je nejrozsáhlejší krajinná složka, mající základní a nejvýznamnější vliv na dynamiku krajiny jako celku. Čím více plošek se na matici vyskytuje, tím je poréznější (Forman and Godron, 1993). V praxi se model krajiny jako na soustavy plošek, koridorů a matic nahrazuje modelem „mozaiky plošek“, v němž se krajina analyzuje (Turner *et al.* 2001).

Hodnocení krajinné struktury lze provádět na třech různých úrovních: na úrovni jednotlivých plošek, tříd krajinného pokryvu nebo na úrovni celé krajiny.

Pro hodnocení jsou používány krajinné metriky. Výběr používaných metrik závisí na řešených úkolech či problémech, na objemu analyzovaných dat, na specifiku studovaných procesů a na prostorovém rozlišení podkladů. I přes existující nevýhody (závislost na rozlišení, nejednoznačnost interpretace atd.) jsou krajinné metriky považovány za nejefektivnější způsob hodnocení struktury krajiny.

Gustafson (1998) dělí krajinné metriky do dvou skupin: (1) kompoziční metriky, které neberou v úvahu prostorové uspořádání složek krajiny, a (2) indexy prostorové konfigurace.

**Kompoziční indexy** se snadno vypočítávají, jsou založeny na rozmanitosti a počtu plošek, ale bez zohlednění prostorové povahy, určení nebo umístění plošky v mozaice. Protože kompoziční indexy vyžadují integraci všech druhů plošek, lze je aplikovat pouze pro krajinnou úroveň výpočtu.

- Poměr jednotlivých tříd (*Proportional Abundance of each Class*) – proporční zastoupení jednotlivých tříd krajinného pokryvu.
- Bohatost (*Richness*) – počet různých typů plošek v krajině.
- Rovnoměrnost (*Evenness*) – vyváženost relativních zastoupení různých typů plošek.
- Rozmanitost (*Diversity*) – složené měřítko bohatosti a rovnoměrnosti, může být určena v různých formách (např. dle Shannona-Weavera nebo dle Simpsona).

**Indexy prostorové konfigurace** lze kvantifikovat obtížněji, protože se vztahují k prostorovému charakteru a uspořádání, pozici nebo orientaci plošky v rámci třídy nebo krajiny. Tyto metriky jsou zpravidla počítané pro úroveň plošek.

- Velikost plošky (*Patch Area*).
- Hustota plošek (*Patch Density*) – počet plošek na jednotku plochy.
- Izolace/blízkost (*Isolation/proximity*) - popisuje tendenci plošek vyskytovat se relativně izolovaně od ostatních plošek stejné nebo podobné kategorie.
- Kontrastnost plošek (*Contrast*) – vztahuje se k relativnímu rozdílu mezi typy plošek. Například zralý les vedle mladšího lesa může mít nižší kontrast než zralý les přilehlý k otevřenému poli.
- Konektivita (*Connectivity*) – může být chápána jako vlastnost fragmentované krajiny. Dominující matricové plošky usnadňují pohyb a zvyšují tak konektivitu, zatímco v matici, ve které dominují izolované plošky bránící pohybu, je celková konektivita nižší (Nauč, 2015).

Nejúplnějším popisem krajinných metrik a realizací jejich výpočtu poskytuje program FRAGSTATS. Původní verze programu byla představena v roce 1995 pracovníky Oregonské státní univerzity Kevinem McGarigalem a Barbarou Marksovou (McGarigal and Marks, 1995). Program je volně šiřitelný, pracuje s vektorovými i rastrovými mapovými podklady.

Další možností pro výpočet krajinných metrik je použití geografických informačních systémů (GIS), případně statistických programů umožňujících práci s prostorovými daty, jako je např. program R.

### 3.2.1 Biologická diverzita

Úmluva o biodiverzitě (1992, Rio de Janeiro) definuje biodiverzitu jako „variabilitu všech žijících organismů včetně suchozemských, mořských a jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí; zahrnuje diverzitu v rámci druhů, mezi druhy i diverzitu ekosystémů“. Dle B. Jurceva (Jurcev, 1992) musejí mít jednotky hodnocení biodiverzity samostatnou životaschopnost, schopnost adaptační evoluce a dlouhodobé samoregulace za podmínek stabilního nebo mírně fluktuálního prostředí, schopnost obnov po disturbancích apod. Uvedené požadavky splňují druhy, a proto je biodiverzita často vnímána jako synonymum pro "druhovou rozmanitost". Druhová rozmanitost se vyhodnocuje na úrovni alfa, beta a gama diverzity. Alfa diverzita je místní rozmanitost. Gama diverzita je regionální rozmanitost velké oblasti, která obsahuje několik společenstev. Beta diverzita je měřítkem toho, jak různá jsou společenstva v prostoru nebo podél gradientu – jako příklad může sloužit diverzita druhů vyskytujících se podél vodního toku od pramene k ústí nebo od úpatí hory po vrchol (Whittaker, 1972).

### 3.2.2 Hodnocení biodiverzity

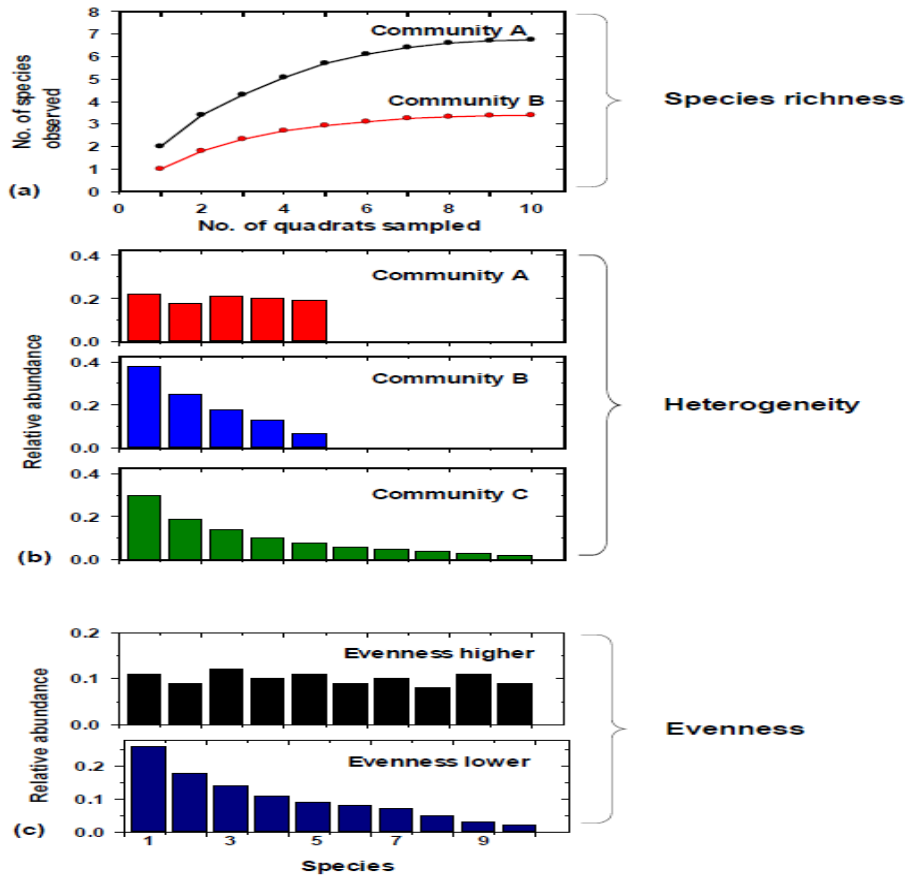
Kontrola biologické rozmanitosti vyžaduje její měření. Měření lze provádět tehdy, mohou-li být kvalitativní znaky popsány kvantitativně – v hodnotách, které lze porovnávat. V ekologii a matematice je vyvinuto mnoho modelů a indexů pro měření rozmanitosti, které vyžadují různou interpretaci pro vývoj systému managementu jednotlivých druhů (Kasimov, 2002).

Hodnocení biologické rozmanitosti má zásadní význam, neboť:

- umožňuje kontrolovat zachování genetického potenciálu;
- dává přehled o stavu ekosystémů na určitém území;
- slouží jako základ pro vývoj systému managementu jednotlivých druhů (Kasimov, 2002).

V rámci alfa-diverzity se počítá druhová bohatost, heterogenita a vyváženost (Obr. 1). Druhová bohatost je nejstarší a nejjednodušší koncept rozmanitosti druhů – počet

druhů ve společenstvu nebo regionu. Vyváženost – rovnoměrnost rozdělení druhů podle jejich množství. Heterogenita oba koncepty – druhovou bohatost a vyváženost – kombinuje (Krebs, 2014).



Obr. 1. Koncepty druhové diverzity.

Druhová bohatost: společenstvo A má více druhů než společenstvo B, tudíž společenstvo A má vyšší druhovou bohatost.

Heterogenita: společenstvo A má stejný počet druhů jako společenstvo B, ale relativní četnosti jsou větší, to znamená, společenstvo A je rozmanitější než společenstvo B. Společenstvo C má stejné množství jako B, ale má více druhů, takže je mnohem rozmanitější než B.

Vyváženost: je maximální, pokud všechny druhy mají stejné četnosti (zdroj: Krebs, 2014).

### 3.2.3 Funkční diverzita

Ekologické studie stále častěji pro pochopení různých zákonitostí používají **funkční diverzitu** (Laureto *et al.* 2015). Dle Tilmana (2001) je funkční diverzita hodnota a rozsah těch druhů a organizačních znaků, které mají vliv na fungování ekosystémů. Funkční rozmanitost byla chápána jako alternativní klasifikace pro měření environmentálního významu druhů ve společenstvu, a také

jako způsob pochopení, jak biodiverzita ovlivňuje funkci ekosystémů. Postupně se objevily nové otázky týkající se funkčních vlastností (Laureto *et al.* 2015). V současné době se funkční přístup používá pro odpověď na otázky související s mezidruhovou konkurencí (Grime, 1973), se strategií organismů v extrémních abiotických podmínkách (Grime, 1974) a pro ochranu biodiverzity (Petchey and Gaston, 2002). Funkční diverzita se skládá ze tří základních složek: funkční bohatostí, funkční vyvážeností a funkční divergence (Mason *et al.* 2005).

*Funkční bohatost (FRic)* měří, jaké množství ekologické niky je využito druhy (Mason *et al.* 2005). FRic pozitivně koreluje s počtem druhů. Nicméně dvě společenstva se stejným počtem druhů mohou mít různou FRic, kdy funkční vlastnosti druhů jednoho společenstva jsou si vzájemně podobnější než funkční vlastnosti jiného společenstva (Schleuter *et al.* 2010).

*Funkční vyváženost (FEve)* měří, jak rovnoměrně jsou druhové znaky distribuovány v nice. Vysoký index FEve obvykle znamená velmi pravidelné rozdělení; nízký index FEve ukazuje na existenci jednotlivých shluků druhů s podobnými funkčními vlastnostmi (Mason *et al.* 2005).

*Funkční divergence (FDiv)* měří odchylku funkcí druhů a postavení jejich uskupení v prostoru niky. Vysoká FDiv způsobena shlukováním druhů a/nebo hojností na okrajích prostoru niky (Mason *et al.* 2005).

### 3.2.4 Fylogenetická diverzita

Díky zvýšené dostupnosti fylogenetických stromů a nástrojů pro jejich rozbor při prostorové analýze biologické rozmanitosti se stále častěji používají ukazatele **fylogenetické diverzity** (Laffan and Thornhill, 2016). Fylogenetická informace je jednou z nejdůležitějších součástí moderní ekologie, zejména makroekologie, ekologie společenstev a biologie ochrany přírody (Tucker *et al.* 2016). Rostoucí využívání fylogeneze je založeno na předpokladu, že větvení fylogenetického stromu odráží hromadění fenotypových, genetických, behaviorálních a fenologických rozdílů mezi evolučními liniemi (Harvey and Pagel, 1991), a že tyto nahromaděné rozdíly mohou popsat, vysvětlit či předpovědět biologické a ekologické procesy (Tucker *et al.* 2016). V rámci fylogenetické diverzity je široká škála metrik, které lze rozdělit do tří skupin dle základních konceptů (Obr. 2): bohatost, divergence a pravidelnost (nebo vyváženost) (Pavoine *et al.* 2009).

*Bohatost* – součet fylogenetických rozdílů mezi taxony (Pearce *et al.* 2014). Dále lze rozlišovat metriky v závislosti na typu základních jednotek, které se sčítají. Například součet délek větví (Faith's PD, PE), párové fylogenetické vzdálenosti (phylogenetic species richness PSR), součet fylogenetické izolace taxonů ve společenstvu (community evolutionary distinctiveness, CED; Safi *et al.*, 2013).

*Divergence* – průměrný fylogenetický rozdíl mezi taxony v pozorovaném společenstvu. Měření divergence obsahuje metriky, které zprůměrují rozdělení jednotek, převzatých z fylogenetického stromu. Indexy lze spočítat pomocí délek větví (avPD), párových vzdáleností (RaoQ a MNTD), nebo fylogenetické izolace (meanED) (Tucker *et al.* 2016).

*Pravidelnost* – rozptýlení rozdílů mezi taxony ukazuje, jak jsou pravidelné fylogenetické rozdíly mezi taxony ve společenstvu (Pearce *et al.* 2014). Tyto metriky kvantifikují, jak pravidelně se druhy nacházejí podél fylogenetického stromu a jak rovnoměrně jsou vzdáleny od sebe. Jsou rozděleny do tří skupin a jsou založené na použití topologie stromu (IAC), párových vzdáleností (VarTD a VNTD), nebo fylogenetické izolace (varED).

Obr. 2. Koncepty fylogenetické diverzity

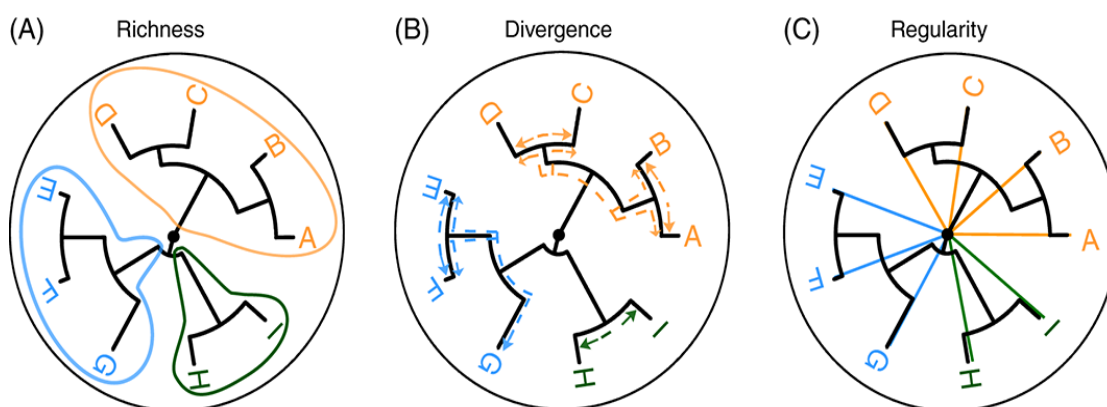


Schéma větvení v každém obrázku představuje fylogenetický strom představující předpokládané fylogenetické vztahy mezi taxony A–I. Taxony A–I jsou rozděleny v rámci tří společenstev (A–D oranžová; E–G modrá, H–I zelená). Větve stromů představují kumulované rozdíly mezi taxony (Tucker *et al.* 2016).



### 3.3.1 Vztah mezi krajinnou strukturou a faunou

I když ekologie krajiny zajišťuje silný koncepční základ pro posouzení toho, jak populace mohou fungovat v krajině, nezajišťuje odpovídající úroveň empirických důkazů pro podporu tohoto teoretického základu (Wiens 1992).

Ekologie krajiny je převážně založena na představě, že vznik krajinných plošek výrazně ovlivňuje ekologické procesy a populace živočichů. Různá stanoviště roztráštěná uvnitř krajiny mají velký vliv na početnost, distribuci a dynamiku populací obývajících tuto krajinu (Wiens 1976). Rozdělení jednotlivých stanovišť na dílčí části může vést ke vzniku metapopulací, což má vliv na stabilitu a vitalitu populace (Gilpin and Hanski 1991). Heterogenita však může ovlivňovat populace jen tehdy, když změny vznikají v odpovídajícím měřítku vůči jednotlivým druhům. Měřítko, ve kterém živočichové vnímají a reagují na životní prostředí, se liší v závislosti na druhu. Krajinná struktura může ovlivnit například výživu jednoho druhu nebo početnost jiného druhu. Druhy také mohou různě reagovat na horizontální a vertikální strukturu krajiny. Například pokud se stanoviště mění v horizontální rovině, pak druhy, které jsou citlivé na různorodost ve vertikální struktuře, mohou být ovlivněny pouze tehdy, když změny horizontální struktury mají vliv na vertikální strukturu (McGarigal 1994). Celkem je zřejmé, že živočichové mohou odlišně reagovat na rozmanitost struktury stanovišť.

Schopnost kvantifikace krajinné struktury je předpokladem ke studiu krajiny, její funkce a změn. Bohužel zatímco krajinnou strukturu lze kvantitativně ocenit, vztah mezi touto strukturou a ekologickými procesy není kvantitativně definován (McGarigal 1994). Vyšší biodiverzitu lze obecně očekávat v krajině, která má vysokou rozmanitost stanovišť (SIDI – Simpsonův index diverzity), velkou variabilitu distribuce plošek a hustotu okrajů a plošek (ED, PD). Biologická rozmanitost bude obvykle nižší v zemědělské krajině s velkými dominantními ploškami (LPI) (Bailey et al. 2007).

Níže jsou výsledky některých studií, které se zabývaly vlivem struktury krajiny na biodiverzitu.

Gorresen a Willig (2004) zjistili závislost mezi některými strukturálními indexy a diverzitou netopýrů. Nejvýznamnějšími prediktory druhové rozmanitosti byly počet plošek, hustota plošek a zastoupení lesních stanovišť. Kromě toho, druhy netopýrů do značné míry souvisely s indexy konfigurace krajiny (např. s indexem nejbližšího souseda či hustotou okrajů). Celkově největší množství netopýrů bylo pozorováno v krajině obsahující mírně fragmentované lesní areály. Oceloti dávali přednost stanovištím se středně velkými nebo velkými rozměry plošek a vyhýbali se územím

s malými velikostmi plošek (<28,9 ha) (Jackson *et al.* 2005). Bailey a spolupracovníci (Bailey *et al.* 2007) zkoumali závislost různých krajinných indexů na množství různých podkmenů členovců. Zjistili, že vyšší hodnoty Simpsonova indexu a počtu plošek byly spojeny se zvýšením druhového bohatství včel a velkých členovců. Pokles druhového bohatství pro velmi malé členovce byl spojen s vyšší hodnotou indexu nejbližšího souseda. Pro motýly dle výzkumu Gutiérreze a kolegů (Gutiérrez *et al.* 2017) je nejvíce přijatelné prostředí heterogenní stanoviště s různými typy využití krajiny a výškou vegetace 0.5–2 m. Pro dvoukřídlé index diverzity Shannona (SHDI), index propojenosti (connectance), fraktální dimenze a zastoupení zemědělských plošek vysvětlovaly 38.6% celkové variability druhového složení. Druhy rodu *Cheilosia* pozitivně korelovaly s propojeností a negativně s ostatními indexy. Na rozdíl od rodu *Cheilosia* druhy rodu *Merodon* neprokázaly negativní korelaci s podílem zemědělských plošek a SHDI, ale záporně korelovaly s indexem propojenosti (Jovičić *et al.* 2017).

### 3.3.2 Struktura krajiny a ptačí společenstva

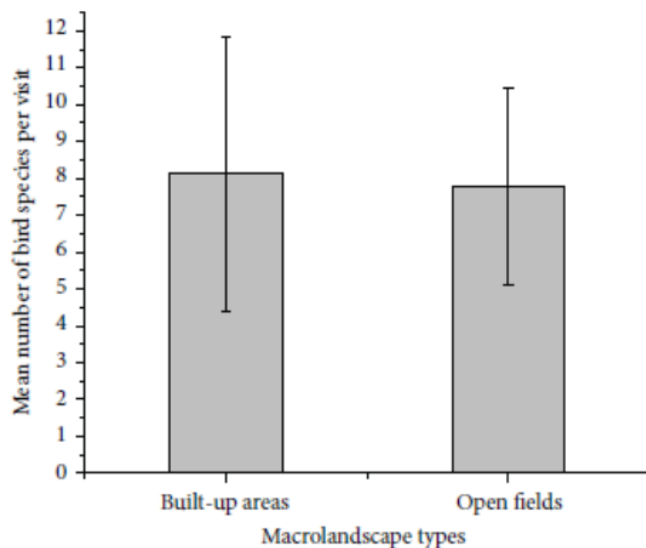
Pino a další (2000) ve své práci zkoumali, jak ptačí diverzitu ovlivňují následující indexy: index diverzity Shannona, relativní zastoupení orné půdy, křovin a urbanizované oblasti. Autoři porovnávali celkovou druhovou bohatost zimujících a hnízdicích ptáků zvlášť, pak každou skupinu rozdělili na tři ekologické podskupiny: lesní druhy ptáků, zemědělské a lesní-zemědělské. Pro celkovou druhovou bohatost hnízdních ptáků měl největší význam index relativního zastoupení zemědělské půdy – regresní sklon ( $\beta$ ) 11.78, avšak tento model vysvětloval jen 14.4% ( $R^2$ ) variability druhové bohatosti. Pro zemědělské hnízdní ptáky byl nejlepším prediktorem rovněž index relativního zastoupení zemědělské půdy ( $\beta = 10.93$ ), tento model však vysvětlil 62.4% variability druhové bohatosti. Lesní hnízdní ptáci měli s tímto indexem zápornou závislost ( $\beta = -6.44$ ,  $R^2 = 29.7\%$ ), stejně jako s indexem relativního zastoupení urbanizované oblasti ( $\beta = -10.39$ ,  $R^2 = 38.4\%$ ). Obdobné byly výsledky pro zimující ptáky. Významný byl i index diverzity Shannona, a to jak pro hnízdní, tak i pro zimující druhy ptáků, vyjma lesních druhů. Třetí podskupina měla celkově slabší závislost na všech indexech (Pino *et al.* 2000). Tato studie tedy ukázala, že ne všechny druhy ptáků potřebují heterogenní prostředí ve stejné míře. Výzkum R. Simona a kolegů (Simon *et al.* 2011) ukázal, že různorodost zemědělské krajiny je pravděpodobně prospěšná pro většinu zemědělských druhů ptáků. Nicméně další druhy ptáků, jako *Perdix perdix*, *Vanellus*, *Linaria*, *Emberiza schoeniclus*, *Alauda*, *Streptopelia turtur* či *Motacilla flava*, byly méně rozšířené v heterogenních oblastech

(Simon *et al.* 2011). Borges a jeho kolegové (2017) zkoumali, jak jsou vzájemně propojeny frekvence výskytu ptáků a některé strukturální indexy. Tři krajinné metriky, které nejvíce ovlivňovaly zemědělské ptáky, byly index diverzity Simpsona ( $\beta = -15.733$ ), index tvaru ( $\beta = -2.446$ ) a hustota okrajů ( $\beta = 0.027$ ). Lesní ptáci na těchto indexech měli opačnou závislost. Kladnou na SIDI ( $\beta = 35.493$ ) a indexu tvaru ( $\beta = 11.605$ ) a zápornou na ED ( $\beta = -0.053$ ). Frekvence výskytu městských ptáků se zvětšením diverzity krajiny (SIDI,  $\beta = 15.650$ , hustotou okrajů ( $\beta = 0.017$ ) a indexu největší plošky (LPI,  $\beta = 0.017$ ) stoupala. Pro křovinné („hedgerow“) ptáky byly výsledky následující: kladná lineární závislost na SIDI ( $\beta = 4.992$ ) a záporná na ED ( $\beta = -0.001$ ) a na LPI ( $\beta = -0.046$ ) (Borges *et al.* 2017). Ve výzkumu Bailey a kolegů byla z několika strukturálních indexů (SIDI, ED, PD a LPI) zjištěna závislost na druhovém bohatství jen u indexu hustoty okrajů a byla kladná (Bailey *et al.* 2006). Významnou závislost zjistil Marja a spolupracovníci (2013) mezi bohatostí ptáků a hustotou plošek (PD), hustotou okrajů i indexem diverzity Shannona. Tuto závislost autoři zkoumali na pěti skupinách ptáků: hnízdících, polních, okrajových, zemědělských a dendrofilních, a to ve třech měřítkách dle velikosti okolí, v němž byly metriky počítány: 3,14 ha, 12,54 ha a 100 ha. Ve většině případů byly hodnoty  $R^2$  nejnižší v okolicích 100 m a nejvyšší v okolicích 100 ha. S rostoucí hodnotou těchto indexů stoupala druhová bohatost ptáků, s výjimkou ptáků zemědělských. U této skupiny byla závislost na struktuře krajiny opačná: pro PD se koeficient determinace rovnal 0,01 v okolí 100 m, pro ED se koeficient determinace rovnal 0,012 v okolí 100 m, ostatní modely nebyly významné nebo měly nižší  $R^2$ . Koeficient determinace u zbývajících skupin se pohyboval v rozmezí 0,064 (polní druhy) až 0,45 (okrajové) pro PD na ploše 100 ha, 0,084 (polní druhy) až 0,34 pro ED na ploše 100 ha a 0,027 (polní druhy) až 0,2 (dendrofilní a hnízdící) pro SHDI na ploše 100 ha (Marja *et al.* 2013).

Sitters a kolegové (2016) zkoumali reakci druhového bohatství a funkční diverzity ptáků na vertikální a horizontální rozmanitost vegetace ve vlhkých a suchých lesích. Výsledky jsou následující: druhová bohatost, funkční bohatost a funkční disperse byly pozitivně spojeny s vertikální rozmanitostí v suchých lesích a negativně s vertikální rozmanitostí ve vlhkém lese. Pro funkční divergenci byla závislost na vertikální rozmanitosti slabší. Horizontální rozmanitost byla nejvýznamnějším prediktorem funkční vyrovnanosti. Tato závislost byla v suchém lese negativní, ale ve vlhkém pozitivní.

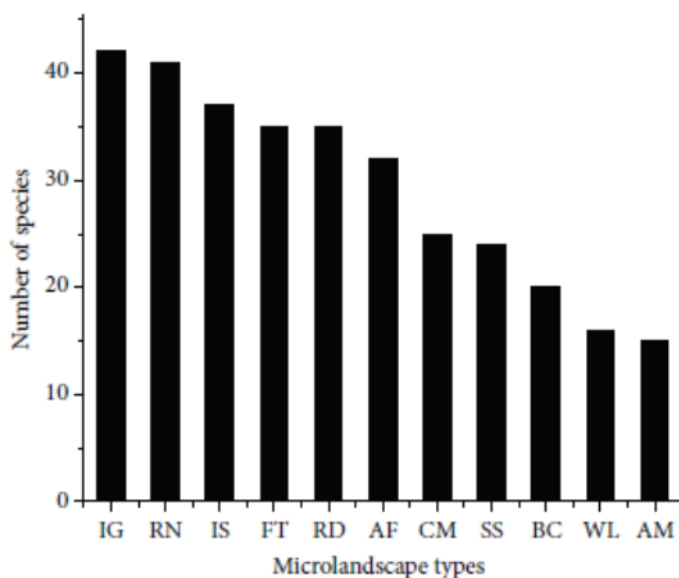
Nicméně krajinné metriky nelze považovat za postačující faktor vysvětlující druhovou diverzitu, protože neberou v úvahu kvalitu prostředí (Heikkinen *et al.* 2004) Studie T. Gatesire a spolupracovníků (2014) ukazuje na význam ochrany nejen

přírodních stanovišť, ale i městských oblastí, které ptáci obývají. Studie také vyvrátila hypotézu o tom, že ptáci preferují otevřené prostory. Množství druhů pozorovaných na otevřených a zastavěných prostorách se vzájemně významně nelišilo (obr.3).



Obr. 3. Počet druhů dle makrotypu krajiny (Gatesire et al. 2014).

Autoři ale zaznamenali značné rozdíly v druhovém bohatství dle mikrotypů krajiny. Nejvíce ptáků tak bylo v institucionálních pozemcích, nejméně pak v blízkosti aerodromů (obr. 4) (Gatesire *et al.* 2014).



Obr. 4. Počet druhů dle mikrotypu krajiny. AM – aerodromy; AG – zemědělská krajina; BC – byznys centra; CM – hřbitovy; FT – lesy; IS – neformální sídliště; IG – institucionální pozemky; RN – obytné čtvrti; RS – řeky; SS – potoky; WL – pustiny. (Gatesire et al. 2014)

## 4. Materiál a metodika

### 4.1 Charakteristika studovaného území

Marche je region ve střední Itálii s rozlohou 9.694 km<sup>2</sup>. Povrch je kopcovitý (69 %) až hornatý (31 %). S výjimkou Monte Vettore (2476 m), výška hor nepřesahuje 2400 m. Planina je přítomna pouze podél pobřeží Jaderského moře. Oblast je seismicky aktivní. Území je členěno hustou sítí řek. Největší z nich jsou Tronto (115 km), Metauro (110 km) a Potenza (94 km). Lesy tvoří 16,5 % území. Krajina je intenzivně využívaná pro zemědělství. V regionu je vyhlášeno 2 NP, 5 PŘP a 2 NPR.

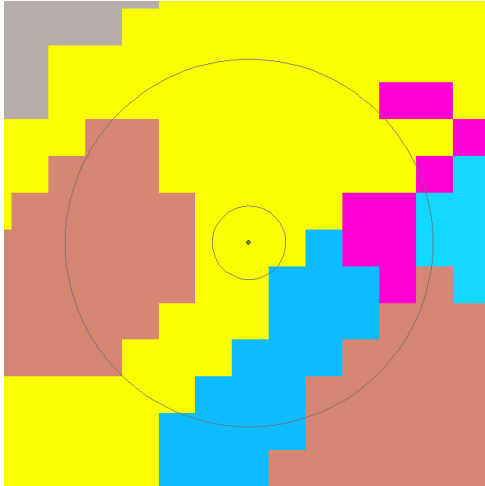
Klíma je kontinentální, průměrná teplota činí v létě 21–26 °C, v zimě 3–8 °C. Rozložení srážek je nerovnoměrné, roční úhrn dosahuje 600 mm na pobřeží a 1400 mm na území Apenin.

### 4.2 Vstupní data a jejich úprava

Veškeré výpočty byly provedeny v programech ArcGIS 10.5 a RStudio 1.0. ArcGIS je komerční GIS software sloužící k řešení různých geoinformatických úloh – jak obecných, tak i úzce specializovaných. Program umožňuje pracovat s mapami, kompilovat a upravovat sady geodat, analyzovat data, vytvářet databáze atd. RStudio je uživatelské rozhraní pro práci s jazykem R, určeným pro statistické zpracování dat. Podporuje širokou škálu statistických a numerických metod a má dobrou rozšiřitelnost pomocí balíčků, včetně nástrojů pro práci s geodaty.

V práci byla použita následující data:

Rastrová mapa využití krajiny CORINE pro Evropu. Podklad CORINE land cover byl stáhnut z oficiální webové stránky Evropské environmentální agentury, a to v rastrové podobě s rozlišením 100 m. Má 17 typů využití krajiny: zelené městské oblasti, rekreační plochy, nezavlažované orné půdy, vinice, pastviny, trvalé kultury, nesouvislé městské zástavby, „complex cultivation patterns“, zemědělské plochy s částečně přirozenou vegetací, listnatý les, jehličnatý les, smíšený les, louka, křovinná vegetace, průmyslové nebo obchodní stavby, holé skály, řídké zarostlé oblasti. Měřítko mapy odpovídá rozsahu mapování, které pokrývá celou Evropu. Mapa byla převedena do vektorové podoby nástrojem „Raster to Polygon“ v programu ArcMap. Prostorové rozlišení vzhledem k měřítku analýzy je zobrazeno na obr. 5.



Obr. 5. Ukázka okolí 100 m a 500 m v rastrové mapě Corine land cover.

Vektorová mapa využití krajiny pro region Marche. Mapa je výsledkem podrobného mapování specificky pro daný region. Byla poskytnuta vědeckým konzultantem Dr. Federicem Morellim. Podklad má 11 kategorií využití krajiny: městské oblasti, zemědělské plochy, sady a vinice, lesy, louky, pobřežní vegetace, nevyužité plochy, vodní plochy, řeky, silnice a ostatní. Prostorové rozlišení je výrazně podrobnější než u Corine, jak dokumentuje ukázka na obr. 6 zobrazující stejné území jako obr. 5.



Obr. 6. Okolí 100 m a 500 m ve vektorové mapě využití území pro oblast Marche poskytnuté Dr. Federicem Morellim. Zobrazeno stejné území jako na obr. 5.

Tabulka z výzkumu ptačích společenstev v oblasti Marche, poskytnutá vědeckým konzultantem Dr. Federicem Morellim. Tabulka poskytuje informaci o zeměpisné šířce a délce v bodech, v nichž byla zjišťována ptačí diverzita, druhové názvy ptáků a jejich množství, a především spočítané indexy diverzity (FRic, FEve, FDiv, CED, RaoQ). Data byla nasbírána mezi polovinou dubna a koncem července roku 2012. Celkem

byla diverzita spočítaná v 1347 bodech náhodně rozmístěných v zájmovém území. Všechny body byly navštíveny minimálně dvakrát, v době 6:00–10:00 po dobu 10 min, pouze za slunečných podmínek. Byli zaznamenáni všichni ptáci kolem 100 m od místa pozorování, a to jak akusticky, tak i vizuálně. Indexy se počítaly na základě všech návštěv.

Pro následné zpracování byly všechny podklady převedeny do souřadnicového systému ETRS 1989 LAEA. Bodová vrstva vytvořená ze souřadnic míst pozorování ptáků byla také převedena do ETRS 1989 LAEA. Pak byla kolem každého bodu udělána okolí (nástrojem Buffer programu ArcMap) s poloměrem 100 m, 200 m a 500 m, v nichž byly spočítány indexy diverzity krajiny. Dále bylo nutné propojit tato okolí s mapou využití krajiny takovým způsobem, aby byly zachovány atributy obou vrstev, což umožňuje nástroj Intersect v aplikaci ArcMap. Atributová tabulka získaných vrstev obsahuje informace o jednotlivých ploškách. Dále byly nástrojem „Calculate geometry“ vypočítány rozlohy a obvody plošek. Vytvořená tabulka byla pro následné zpracování v programu RStudio exportována do formátu txt.

### 4.3 Počítání krajinných indexů

Následně byly spočítány indexy diverzity krajiny: index diverzity dle Shannon-Wienera, hustota plošek, index největší plošky, hustota okrajů, a KES (podrobněji dále) dle níže uvedených vzorců ([zdroj](#)). Indexy SHDI, PD, ED, LPI byly vytipovány na základě literatury (viz rešerše) neboť nejčastěji prokazují závislost na biodiverzitě.

#### **Index diverzity dle Shannon-Wienera (SHDI)**

$$SHDI = - \sum_{i=1}^n P_i \log(P_i)$$

Kde:

$P_i$  – podíl plochy zkoumané třídy krajinného pokryvu ku celkové ploše krajiny,

$n$  – počet tříd krajinného pokryvu v krajině.

Při vysoké hodnotě SHDI je krajina rozmanitá, diverzifikovaná a s menší mírou dominance určitého typu krajinného pokryvu (Gdulova, 2007).

### Hustota plošek (Patch density – PD)

$$PD = \frac{n}{A}$$

Kde:

n – počet plošek v krajině.

A – celková plocha okolí (m<sup>2</sup>).

PD je jednoduchým měřítkem rozsahu fragmentaci krajiny, ale má omezenou interpretační hodnotu, protože nevyjadřuje informaci o velikosti a prostorové distribuci plošek ([zdroj](#)). Z důvodu použití v práci okolí, tento index je ekvivalentní počtu plošek.

### Index největší plošky (Largest patch index LPI)

$$LPI = \frac{\max(a_i)}{A}$$

Kde:

$\max(a_i)$  – plocha největší plošky v krajině

A – celková plocha okolí (m<sup>2</sup>).

LPI je jednoduchou mírou dominance. Pro danou práci tento index je ekvivalentní rozloze největší plošky.

### Hustota okrajů (Edge density ED)

$$ED = \frac{\sum_{i=1}^n e_i}{A}$$

Kde:

$e_i$  – celková délka (m) okrajů plošek.

A – celková plocha okolí (m<sup>2</sup>).

ED je ekvivalentní celkové délce okrajů.

### Koeficient ekologické stability (KES)

$$kes = \sum \frac{A_i}{A}$$

Kde:

A – celková plocha okolí (m<sup>2</sup>).



$A_i$  – plocha plošky z bodu zjištění biodiverzity vynásobena příslušným koeficientem ekologické významnosti.

Koeficient nabývá následujících hodnot:

0,14 – pole

0,62 – louky

0,68 – pastviny

0,50 – zahrady

0,30 – ovocné sady

1 – lesy a voda

0,1 – ostatní ([zdroj](#)).

Tento index je pokusem vzít v úvahu nejen velikost a počet plošek, ale i typ využití krajiny.

#### 4.4 Statistická analýza

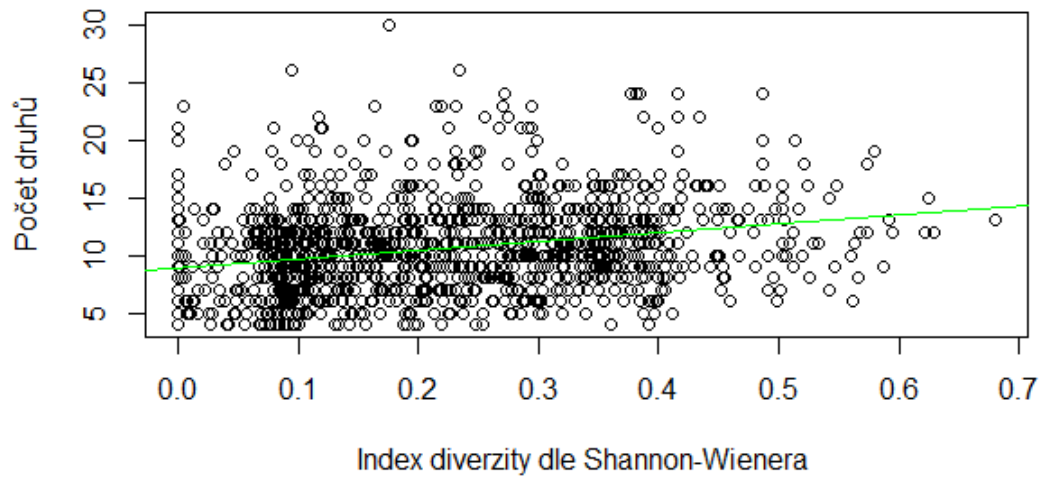
Určení závislostí mezi krajinnou strukturou a diverzitou ptačích společenstev bylo provedeno pomocí lineární regrese. Celkem bylo 180 lineárních modelů, z toho 90 pro každý mapový podklad a 30 pro každé okolí. Pro každý model byl určen sklon regresní přímky a koeficient determinace. Vstupní data ale nespĺňovala předpoklady lineárního modelu (normální rozdělení a shodný rozptyl), a proto byl na každý model použit bootstrap. Na základě 1000 bootstrapových výběrů byl stanoven 95% interval spolehlivosti pro  $\beta$ . Pokud interval obsahoval nulu, pak se výsledek lineární regrese považoval za nevýznamný. U jednotlivých modelů byl vypočten koeficient determinace jakožto údaj o procentu vysvětlené variability diverzity společenstva danou krajinnou metrikou.

## 5. Výsledky

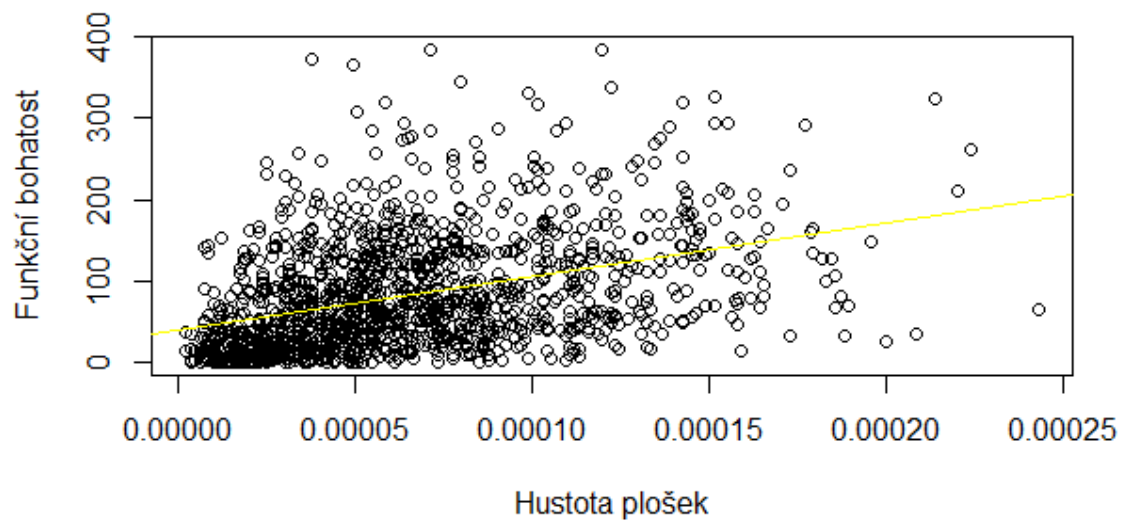
Pokud jde o srovnání dvou mapových podkladů, podklad CORINE měl 29 nevýznamných lineárních modelů z 90 oproti vektorové mapě, která měla 12 nevýznamných modelů. Regresní sklony vektoru v modelech s indexy ED, PD a SHDI byly větší než rastrové, v modelech s indexy LPI a KES naopak. Koeficient determinace modelů CORINE byl většinou nižší (viz obr. 11–12).

Nejmenších hodnot  $R^2$  nabývaly modely téměř vždy v okolí 100 m obou mapových podkladů, s výjimkou indexu SHDI. Koeficient determinace tohoto indexu ve vektorové mapě měl největší hodnotu v okolí 100 m. Absolutní hodnoty regresního sklonu (parametr  $\beta$ ) s rostoucím okolím u modelů s indexy ED, PD, LPI a KES u vektorového podkladu rostly, u rastrové mapy tato zákonitost nebyla vždy potvrzena (viz obr. 11-12). Přesné hodnoty  $\beta$  a  $R^2$  jsou uvedeny v tabulkách 1–6 v přílohách.

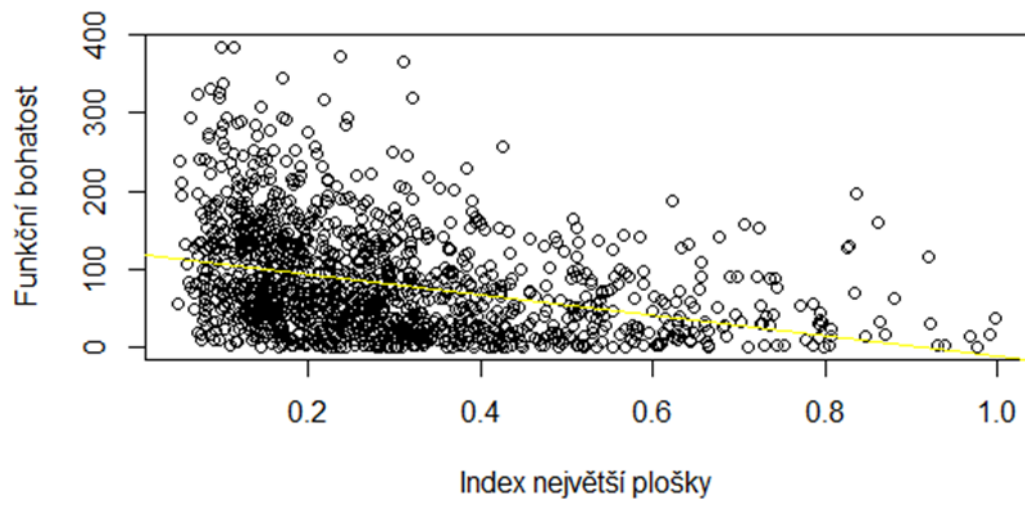
Index diverzity dle Shannona nejlépe vysvětloval variabilitu biodiverzity v okolí 100 m vektorového podkladu, což platí pro všechny indexy biodiverzity kromě RaoQ, který měl nejvyšší hodnotu koeficientu determinace v okolí 500 m podkladu CORINE ( $\beta = -16,749$ ,  $R^2=0,061$  oproti  $\beta = 13,399$ ,  $R^2=0,025$  pro buffer 200 m vektorové mapy). Variabilita biodiverzity určena indexy bri, FRic, RaoQ, CED byla nejlépe vysvětlena indexy ED, PD, LPI, KES v okolí 500 m vektorového podkladu. Výjimkou je model CED~LPI, kde nejvyšší hodnota  $R^2$  byla zjištěna v okolí 200 m vektorové mapy. Modely s indexy FEve a FDiv byly častěji než ostatní nevýznamnými, měly slabý sklon regresní přímky a koeficient determinace nepřesahoval hodnotu 0,016. Dle získaných výsledků nejvíc ovlivňuje biodiverzitu hustota plošek a hustota okrajů. Ve srovnání s ED a PD biodiverzita v závislosti na SHDI stoupala mírněji, v závislosti na LPI a KES mírně klesala. Na obrázcích 7–10 jsou grafy lineární regrese vybraných významných modelů.



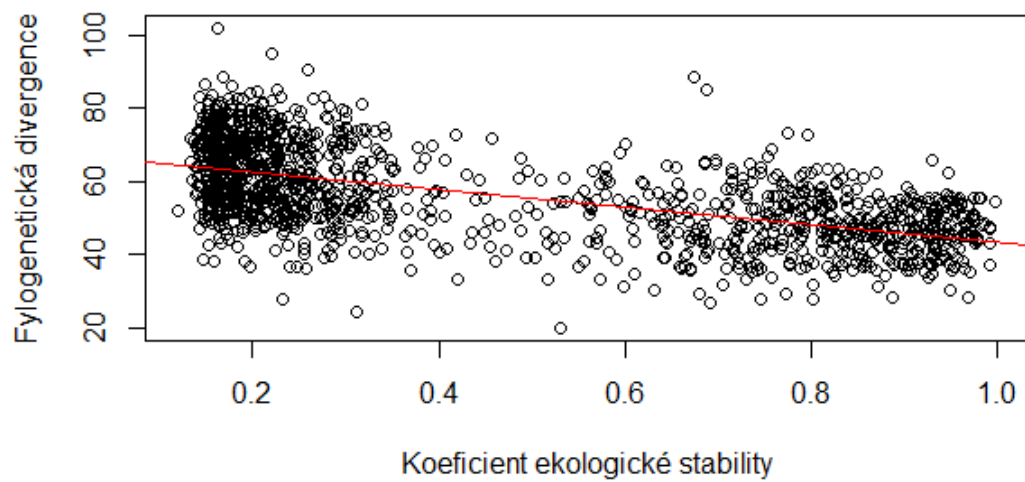
Obr. 7. Lineární regrese  $\ln S$ -SHDI.



Obr. 8. Lineární regrese  $F_{\text{RiC}}$ -PD.

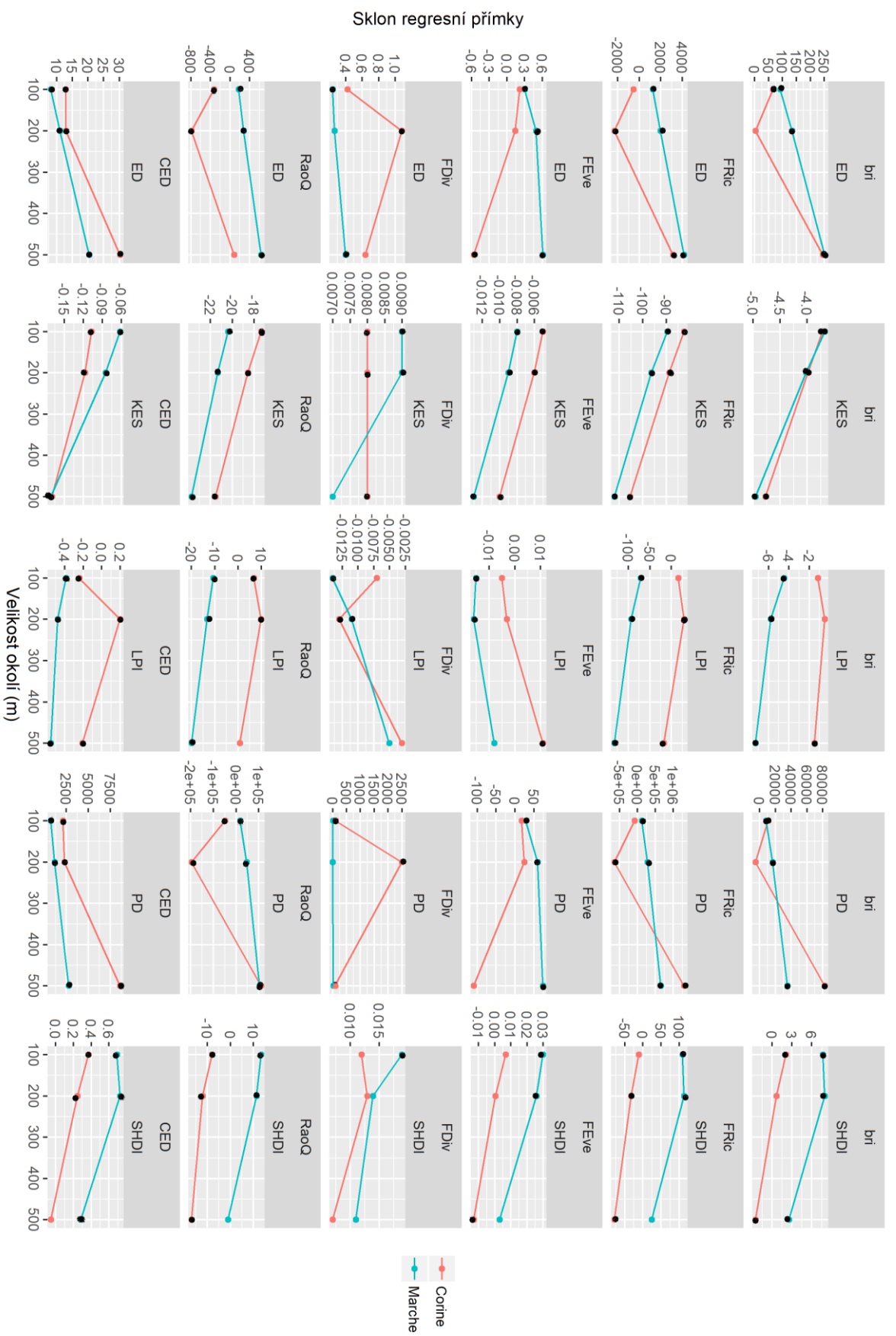


Obr. 9. Lineární regrese FRic~LPI.

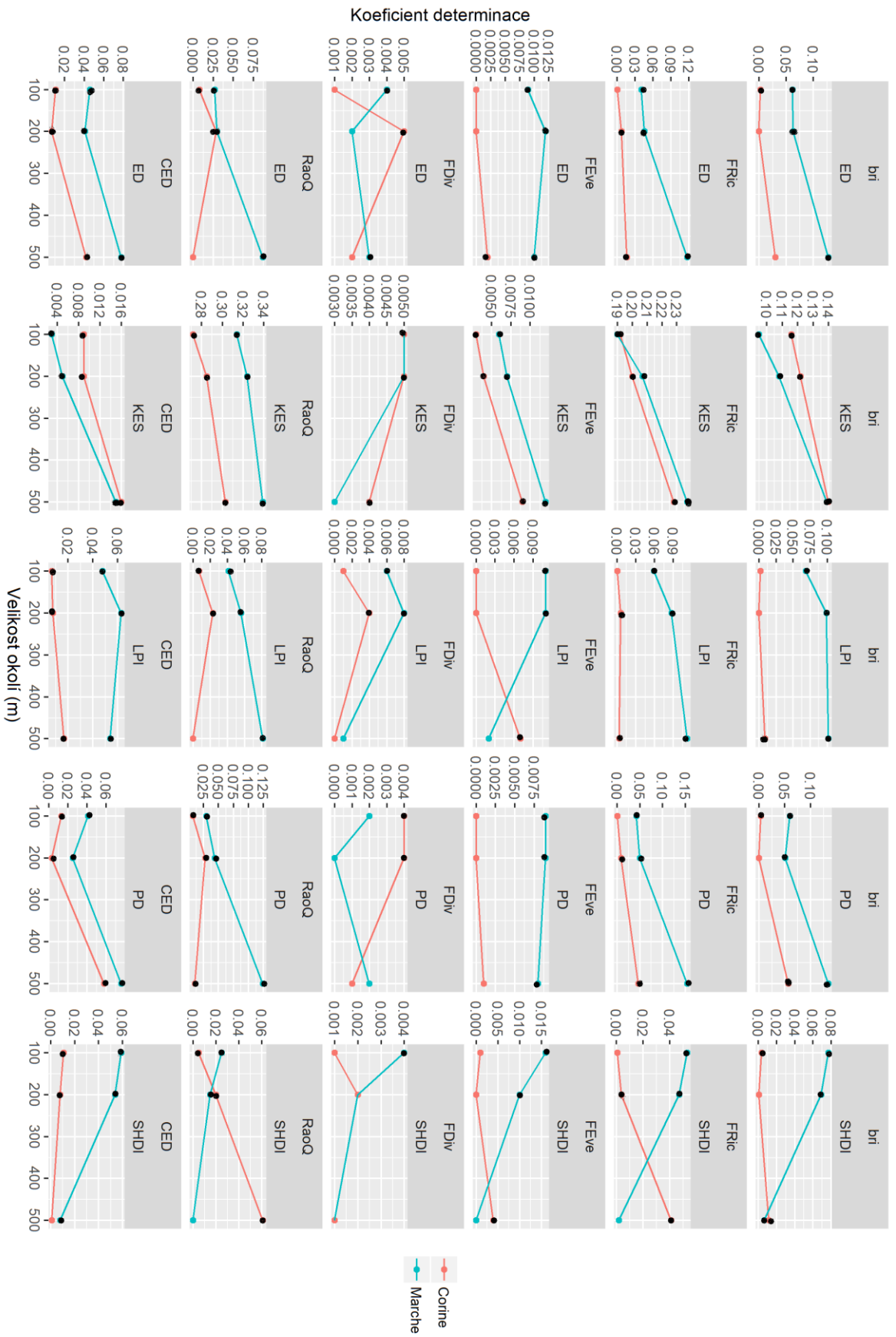


Obr. 10. Lineární regrese RaoQ~KES.

Obř. 11. Sklonov regresiŇnŇch pŮrŇmek v zŇvislosti na velikosti okoli a mapovŇm podkladu. ŇernŇmi body jsou oznaŇeny vŇznamnŇ modely.



Obr. 12. Koefficienty determinace v závislosti na velikosti okolí a mapovém podkladu. Černými body jsou označeny významné modely.



## 6. Diskuse

### 6.1 Vliv velikosti okolí

Mnoho autorů, kteří se zabývají studiem krajinných metrik jako indikátorů biodiverzity, považují za jeden z důležitých faktorů velikost okolí, v němž se vyhodnocuje struktura krajiny. Tato práce odhalila závislost ukazatelů  $\beta$  a  $R^2$  na rozloze zkoumané plochy. Se zvětšením plochy stoupají absolutní hodnoty pro indexy ED, PD, LPI a KES. Pro index SHDI hodnoty  $R^2$  nabývaly největších hodnot v okolí 100 m. Marja *et al.* (2013) ve své práci, kde zkoumal závislost druhového bohatství pěti skupin ptáků na indexech ED, PD a SHDI v různém okolí, zjistil, že se zvětšením okolí koeficient determinace roste. Nejnižší hodnoty  $R^2$  nabývaly modely v okolí 3,14 ha, nejvyšší v okolí 100 ha. Tato zákonitost platila pro všechny skupiny ptáků a pro každý z indexů diverzity krajiny (Marja *et al.* 2013). Studie Viana *et al.* (2017) ukázala, že výskyt *Myiopsitta monachus* souvisí s krajinnou strukturou měřenou v okolí o rozloze 2826 ha těsněji než v okolí 1256 ha. Tento buffer 3 km odpovídá jeho domovskému okrsku a s větší pravděpodobností odráží vliv krajinné struktury na vznik společenstev tohoto druhu na konkrétních místech (Viana *et al.* 2017). Morelli zkoumal vliv krajinných metrik na ptačí diverzitu ve čtrnácti okolích od 50 do 2000 m. Nejlepší výsledek lineární regrese byl pro okolí 125 m s koeficientem determinace 39%. Celkem nejpresnější modely byly zaznamenány v okolí 125–250 m (Morelli *et al.* 2013). Fuller *et al.* (1994) navrhli, že užitečné měřítko pro použití mapy využití krajiny v ekologickém modelování je směrem nahoru od 1,5 ha. Je vidět, že není nějaká univerzální velikost okolí pro zkoumání závislosti biodiverzity ptačích společenstev na struktuře krajiny. Může to být tím, že různé druhy ptáků mají domovské okrsky různé velikosti. Dalším faktorem je celkové zaměření výzkumu, tj. zda je zkoumán jeden druh, ekologické skupiny ptáků nebo celé společenstvo ptáků daného regionu.

Dalším důležitým faktorem je použitý mapový podklad využití území, především jejich prostorové rozlišení a přesnost. Zejména pokud jde o rastrové podklady, je podstatné jejich rozlišení. V této práci byla použita rastrová mapa CORINE Land Cover o rozlišení 100m, kde se nejmenší okolí (100 m) skládalo ze 2-4 pixelů, což určitě nemůže příliš vypovídat o reálné diverzitě krajiny. I když se zvětšením okolí koeficient determinace rostl, jeho hodnoty byly stále nižší než u vektorové mapy s podstatně lepším rozlišením. Co se týče sklonu regresní přímky, v okolí 200 m rastrového podkladu je často pozorován prudký vzrůst, zatímco u

vektorového podkladu hodnoty stoupají nebo klesají postupně. Rozdílné výsledky obou mapových podkladů vedou k závěru, vektorový mapový podklad s podrobnějším rozlišením vede k věrohodnějším výsledkům, zatímco výsledky z rastrového podkladu s rozlišením 100 m, zejména je-li použito relativně malé okolí (100 m), jsou spíše zavádějící.

## 6.2 Krajinné metriky

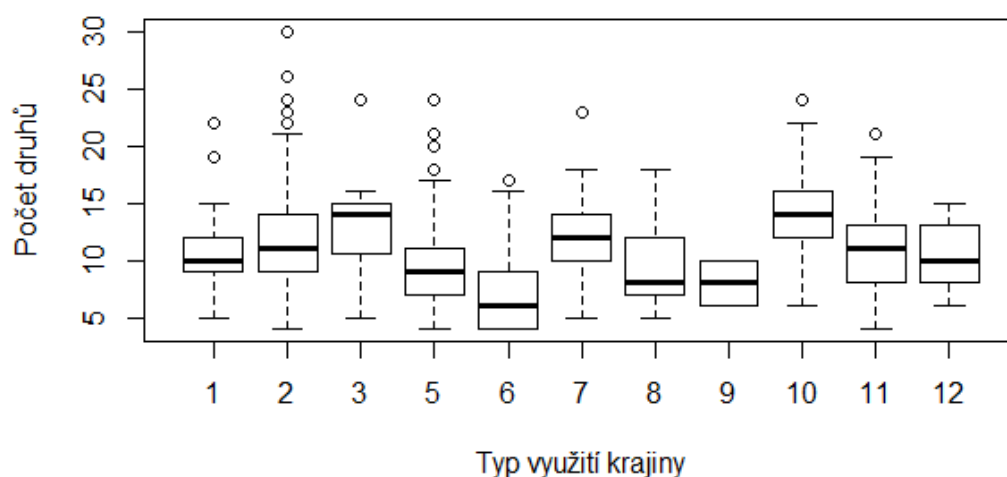
Tato práce jako mnoho jiných studií (např. Marja *et al.* 2013, Sitters *et al.* 2016, Borges *et al.* 2017) potvrzuje, že krajinná struktura má vliv na biodiverzitu. Heterogenita krajiny podporuje růst diverzity ptačích společenstev, o čemž vypovídají kladné směrnice regresních přímek pro indexy SHDI, ED, PD a záporné pro index největší plošky. Tj. nejsou-li v krajině žádné dominantní plošky a krajina sestává z mnoha plošek různého typu využití, může taková krajina poskytnout více zdrojů pro život živočichů včetně ptačích společenstev. I když struktura krajiny má vliv na biologickou rozmanitost, nelze vzhledem k velkému procentu nevysvětlené variace tvrdit, že je to dominantní faktor. Možným důvodem nízké hodnoty  $R^2$  (max – 15,45% pro model PD~Fric) je to, že indexy ED, PD, SHDI ani LPI neberou v úvahu kvalitu prostředí. Větší hodnoty koeficient determinace nabýval u modelů s indexem KES (max – 33,9% pro model RaoQ~KES). Navzdory očekávání, že vyšší hodnoty KES mají podporovat růst biodiverzity, toto žádný model nepotvrdil. To je zřejmé i z grafu (Obr. 13–14), kde nejvyšší hodnoty biodiverzity byly zjištěny na zemědělských plochách nebo v městských částech, kde je koeficient ekologické stability nižší než u přírodních stanovišť.

Krajiny, které se liší co do abiotických vlastností se odlišují i dle druhů, které je obývají. Ve studii Borges *et al.* (2017) byly nejvíce reprezentativními indexy Simpsonův index diverzity, hustota okrajů a index tvaru. Nicméně tyto indexy různě ovlivňují rozmanitost různých skupin ptáků. Tak Simpsonův index diverzity kladně ovlivňoval diverzitu městských, „hedgerow“ a lesních ptáků, ale záporně diverzitu ptáků zemědělských. Diverzita městských a zemědělských skupin ptáků rostla v závislosti na hustotě plošek, diverzita „hedgerow“ a lesních ptáků naopak klesala. Index tvaru kladně ovlivňoval lesní ptactvo, ale záporně zemědělské. Možná by bylo možné získat vyšší hodnoty  $R^2$ , pokud by se biodiverzita porovnávala dle ekologických skupin jako u studií Borges *et al.* (2017) a Pino *et al.* (2000). V práci Pino *et al.* (2000) index diverzity dle Shannona vysvětloval 32,5% celkové variability diverzity hnízdících ptáků, ale 62,4% variability diverzity zemědělských hnízdících

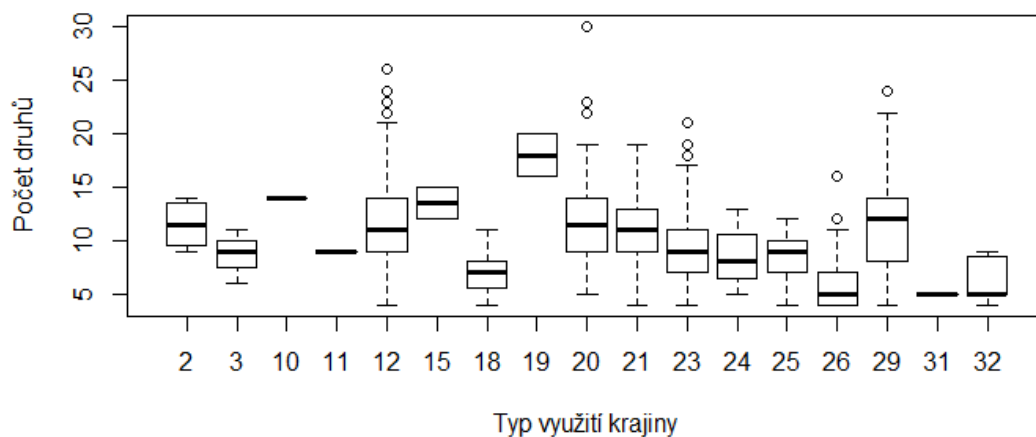


ptáků. Pro celkovou diverzitu zimujících ptáků byl koeficient determinace také nižší než pro zemědělské zimující ptactvo.

Pokud jde o funkční a fylogenetickou diverzitu, je nutné zmínit, že závislost mezi strukturou krajiny a biodiverzitou je dobře prozkoumána hlavně pro druhové bohatství. Dle výsledku této práce lze říct, že fylogenetická diverzita je citlivější na krajinnou strukturu než diverzita funkční. Je také možné, že v této práci nebyly použity vhodné strukturální indexy jako prediktory funkční diverzity. Ve studii Sitters *et al.* (2016) měla horizontální krajinná struktura vliv z tří indexů funkční diverzity jen na FEve, ostatní indexy byly ovlivněny vertikální strukturou krajiny. Proto autoři navrhli, že pro vysvětlení funkční rozmanitosti chybí doplňující proměnné jako je právě vertikální struktura krajiny (Sitters *et al.* 2016).



Obr. 13. Počet druhů dle typu využití krajiny v bodě zjištění biodiverzity. 1 – městská oblast, 2 – zemědělské plochy, 3 – sady a vinice, 5 – les, 6 – louka, 7 – riparian vegetation or reforestation, 8 – badlands, 9 – vodní plochy, 10 – řeky, 11 – silnice, 12 – ostatní. (zdroj: vektorová mapa Marche poskytnutá Dr. Federicem Morellim).



Obr. 14. Počet druhů dle typu využití krajiny v bodě zjištění biodiverzity. 10 – zelené městské oblasti, 11 – rekreační plochy, 12 – nezavlažované orné půdy, 15 – vinice, 18 – pastviny, 19 – trvalé kultury, 2 – nesouvislé městské zástavby, 20 – complex cultivation patterns, 21 – zemědělské plochy s částečně přirozenou vegetací, 23 – listnatý les, 24 – jehličnatý les, 25 – smíšený les, 26 – louka, 29 – transitional woodland-shrub, 3 – průmyslové nebo obchodní stavby, 31 – holé skály, 32 – řídké zarostlé oblasti. (zdroj: rastrová mapa Corine land cover).

## 7 Závěr

V této práci byla použita lineární regrese ke zjištění závislosti indexů biodiverzity na krajinných metrikách. Zásadním faktorem pro výpočet krajinných indexů byla kvalita vstupních mapových podkladů, přičemž jednoznačně lepším zdrojem se jeví být vektorová mapa využití území vytvořená speciálně pro daný region. Dalším faktorem je rozloha zkoumané oblasti. Na základě provedeného výzkumu lze říct, že by optimální rozloha studovaného území pro výpočet indexů struktury krajiny měla být 3,14 ha pro SHDI a více pro jiné použité indexy. Použité indexy krajinné struktury potvrzují, že heterogenita krajiny má kladný vliv na druhovou, funkční i fylogenetickou bohatost a na fylogenetickou divergenci, ale ani jeden z těchto indexů nevysvětloval variabilitu funkční divergence a funkční vyrovnanosti na více než 1,6%. Procento vysvětlené variability  $bri$ ,  $FRic$ ,  $RaoQ$  a  $CED$  indexy SHDI, ED, PD a LPI nepřesahovalo 15,45%, indexem KES 33,9%. Proto přístup k problematice zkoumání vlivu krajinné struktury na diverzitu ptačích společenstev musí být komplexnějším, to znamená, že kromě horizontální struktury musí zahrnovat například i vertikální strukturu, typy využití jednotlivých plošek krajiny a také musí brát v úvahu ekologii jednotlivých druhů ptáků, neboť ne všechny druhy preferují heterogenní nebo přirozené prostředí. Další analýza zde prezentovaných dat by se tedy mohla zaměřit na detailní analýzu rozlišující specifické ekologické skupiny ptáků.

## 8 Přehled literatury a použitých zdrojů

Bailey D., Billeter R., Aviron S., Schweiger O., Herzog F., 2007: The influence of thematic resolution on metric selection for biodiversity monitoring in agricultural landscapes. *Landscape Ecol* 22, 461–473.

Bauer, J. J., Bryant, A., Goldney, D. C. 2000: Fauna Survey of the Cypress Forests of South-West New South Wales. Draft Report, Bathurst, State Forests of NSW.

Borges F., Glemnitz M., Schultz A., Stachow U., 2017: Assessing the habitat suitability of agricultural landscapes for characteristic breeding bird guilds using landscape metrics. *Environ Monit Assess*, 189, 166.

Butler, S. J., Boccaccio, L., Gregory, R. D., Vorisek, P., Norris, K. 2010: Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137, 348–357.

Danhardt, J., Green, M., Lindstrom, A., Rundlof, M., Smith, H. G. 2010: Farmland as stopover habitat for migrating birds—effects of organic farming and landscape structure. *Oikos*, 119(7), 1114–1125.

Forman R. T. T., Gordon M., 1993: *Krajinná ekologie*. Academia, Praha.

Gatesire T., Nsabimana D., Nyiramana A., Seburanga J. L., Mirville M. O., 2014: Bird Diversity and Distribution in relation to Urban Landscape Types in Northern Rwanda. Hindawi Publishing Corporation the Scientific World Journal.

Gdulová K., 2007: Vyhodnocení vybraných technik měření fragmentace a heterogenity krajiny. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. (diplomová práce), nepublikováno.

Gilpin M. E., Hanski I., 1991: *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, San Diego.

Gorresen P. M., Willig M. R., 2004: Landscape Responses of Bats to Habitat Fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy*, 85(4), 688–697.

Grime J.P., 1973: Competitive exclusion in herbaceous vegetation *Nature*, 242, 344-347.

Grime J.P., 1974: Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250, 26-31.

Guerrero, I., Morales, M. B., Oñate, J. J., Geiger, F., Berendse, F., de Snoo, G., 2012: Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: landscape and field level management factors. *Biological Conservation*, 152, 74–80.

Gustafson E. J., 1998: Quantifying Landscape Spatial Pattern. What Is the State of the Art, *Ecosystems* 1(2), 143-156.

Gutiérrez J., A., WallisDeVries M. F., Marshall L., van't Zelfde M., Villalobos-Arámbula A. R., Boekelo B., Bartholomeus H., 2017: Butterflies show different functional and species diversity in relationship to vegetation structure and land use. *Global ecology and biogeography*, 26(10), 1126-1137.

Harvey P. H., Pagel M., 1991: *The Comparative Method in Evolutionary Biology*. Oxford University Press, Oxford.

J. Nauč, 2015: Změny konektivity lesů v České republice mezi lety 1990 a 2012, Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. (diplomová práce), nepublikováno.

Jackson V. L., Laack L. L., Zimmerman E. G., 2005: Landscape Metrics Associated With Habitat Use By Ocelots In South Texas. *Journal Of Wildlife Management*. 69(2), 733-738.

- Jovičić S., Burgio G., Diti I., Krašić D., Markov Z., Radenković S., Vujić A., 2017: Influence of landscape structure and land use on *Merodon* and *Cheilisia* (Diptera: Syrphidae): contrasting responses of two genera. *J Insect Conserv* 21, 53–64.
- Judd W. S., Campbell C. S., Kellogg E.A., Stevens P. F., Donoghue M. J., 2008: *Plant Systematics: A Phylogenetic Approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass, USA, 3. vydání.
- Jurcev B., 1992: *Ekologo-geograficheskaia struktura biologicheskogo raznoobrazija i strategija ego ucheta i ochrany*. Petrohrad.
- Kasimov N., Romanova E., Tishkov A., 2002: *Geografija i monitoring bioraznobrazia*. Moskva.
- Krebs C., 2014: *Ecological Methodology*, 3. vydání.
- Laureto L.M.O., Cianciaruso M.V., Samia D.S.M, 2015: Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Nat. e Conserv.*, 13, 112-116.
- Marja R., Uuemaa E., Mander U., Elts J., Truu J., 2013: Landscape pattern and census area as determinants of the diversity of farmland avifauna in Estonia. *Reg Environ Change*, 13, 1013–1020.
- Mason N. W. H., Mouillot D., William G. Lee J. Bastow W., 2005: Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos synthesising ecology*, 111(1), 112-118.
- McGarigal K., 1994: *Relationship between landscape structure and avian abundance patterns in the Oregon coast range*. Oregon State University.
- McGarigal K., Marks B.J. 1995: *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. General Technical Report, PNW-GTR-351, Portland.
- Mistry J., Berardi A., Simpson M., 2008: Birds as indicators of wetland status and change in the North Rupununi, Guyana. *Biodiversity and Conservation*, 17(10), 2383–2409. *Oecologia*, 162(4), 1071–1079.
- Pavoine S., Love M. S., Bonsall M. B., 2009: Hierarchical partitioning of evolutionary and ecological patterns in the organization of phylogenetically-structured species assemblages: application to rockfish (genus: *Sebastes*) in the Southern California Bight. *Ecology Letters* 12, 898–908.
- Pearse W. D., Cavender-Bares J., Purvis A., Helmus M. R., 2014: Metrics and models of community phylogenetics. In *Modern Phylogenetic Comparative Methods and Their Application in Evolutionary Biology*. Springer-Verlag, Berlin.
- Petchey O.L., Gaston K.J., 2002: Extinction and the loss of functional diversity *Proc. R. Soc. B*, 269, 1721-1727
- Pino, J. et al. 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. – *Landscape and Urban Plann.* 49: 35–48.
- Reid, J. R. W., 1999: *Threatened and declining birds in the New South Wales sheep-wheat belt: I. Diagnosis, characteristics and management*, Canberra, CSIRO Wildlife and Ecology.
- Sitters H., York A., Swan M., Christie F., Di Stefano J., 2016: Opposing Responses of Bird Functional Diversity to Vegetation Structural Diversity in Wet and Dry Forest. *PLoS ONE* 11(10).
- Smith, H. G., Danhardt, J., Lindstrom, A., Rundlof, M. 2010: Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds.
- Stevenson T., Fanshawe J., 2002: *Field Guide to the Birds of East Africa: Kenya, Tanzania, Uganda, Rwanda, Burundi*. T & A D Poyser, London, UK.

Tilman D., 2001: Functional diversity. Encyclopedia of Biodiversity, 3, 109-120, Academic Press, New York.

Tucker C. M., Cadotte M. W., Carvalho S. B., Davies T. J., Ferrier S., Fritz S. A., Grenyer R., Helmus M. R., Jin L. S., Mooers A. O., Pavoine S., Purschke O., Redding D. W., Rosauer D. F., Winter M., Mazel F., 2017: A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. Biological reviews, 92(2), 698-715.

Turner M. G., Gardner R. H., O'Neill R. V., 2001: Landscape ecology in theory and practice. Springer, New York.

Whittaker R., 1972: Evolution and measurement of species diversity. International Association for Plant Taxonomy (IAPT).

Wiens J. A., 1992: What is landscape ecology, really? Landsc Ecol 7, 149–150

Wiens, J. A., 1976: Population response to patchy environments. Ann. Rev. Ecol. Syst. 7, 81-129.

## Internetové zdroje

Area, density, edge metrics, dostupné z <http://www.umass.edu/landeco>

European environment agency. Corine Land Cover 2006 raster data, dostupné z <https://www.eea.europa.eu>

Koeficient ekologické stability, dostupné z <http://oldstorm.fsv.cvut.cz>

Laffan SH., Thornhill A., 2016: Introducing Biodiverse: Phylodiversity Made Easy, dostupné z <https://methodsblog.wordpress.com>.

Landscape metrics, dostupné z <http://www.umass.edu/landeco>

Marche – region of Italy, dostupné z <https://en.wikipedia.org/wiki/Marche>

Základní klasifikace krajiny, dostupné z <https://is.mendelu.cz>

## 9 Přílohy

Tab. 1. Výsledky lineární regrese v okolí 100 m.

		bri	FRic	FEve	FDiv	RaoQ	CED
SHDI	$\beta$	7,692*	109,841*	0,030*	0,019*	13,399*	0,692*
	R <sup>2</sup>	0,077	0,053	0,016	0,004	0,025	0,059
ED	$\beta$	92,670*	1290,372*	0,302*	0,245*	184,865*	8,219*
	R <sup>2</sup>	0,062	0,041	0,009	0,004	0,027	0,046
PD	$\beta$	8647,955*	126300*	29,391*	17,919	18640*	739,397*
	R <sup>2</sup>	0,060	0,043	0,009	0,002	0,030	0,041
LPI	$\beta$	-4,460*	-71,095*	-0,015*	-0,014*	-10,629*	-0,384*
	R <sup>2</sup>	0,069	0,059	0,011	0,006	0,041	0,048
KES	$\beta$	-3,671*	-89,447*	-0,008*	0,009*	-20,352*	-0,062*
	R <sup>2</sup>	0,095	0,190	0,006	0,005	0,314	0,003

\* -- 95% interval spolehlivosti. Tučně jsou označené významné modely

Tab. 2. Výsledky lineární regrese v okolí 200 m.

		bri	FRic	FEve	FDiv	RaoQ	CED
SHDI	$\beta$	7,994*	113,660*	0,026*	0,014	11,505*	0,728*
	R <sup>2</sup>	0,069	0,047	0,010	0,002	0,015	0,054
ED	$\beta$	134,220*	1981,463*	0,500*	0,267	282,851*	11,185*
	R <sup>2</sup>	0,063	0,046	0,012	0,002	0,030	0,041
PD	$\beta$	16560*	284300*	60,190*	6,562	47330,964*	1196*
	R <sup>2</sup>	0,051	0,050	0,009	0,000	0,044	0,025
LPI	$\beta$	-5,756*	-92,773*	-0,016*	-0,011*	-13,253*	-0,473*
	R <sup>2</sup>	0,099	0,087	0,011	0,008	0,056	0,063
KES	$\beta$	-4,019*	-96,171*	-0,009*	0,009*	-21,319*	-0,085*
	R <sup>2</sup>	0,108	0,207	0,007	0,005	0,324	0,005

Tab. 3. Výsledky lineární regrese v okolí 500 m.

		bri	FRic	FEve	FDiv	RaoQ	CED
SHDI	$\beta$	<b>2,561*</b>	24,496	0,003	0,011	-0,876	<b>0,285*</b>
	$R^2$	0,007	0,002	0,000	0,001	0,000	0,008
ED	$\beta$	<b>252,748*</b>	<b>4172,322*</b>	<b>0,614*</b>	<b>0,401*</b>	<b>637,618*</b>	<b>20,498*</b>
	$R^2$	0,128	0,117	0,010	0,003	0,087	0,078
PD	$\beta$	<b>35670*</b>	<b>658100*</b>	<b>74,263*</b>	38,923	<b>104600*</b>	<b>2768*</b>
	$R^2$	0,135	0,154	0,008	0,002	0,124	0,076
LPI	$\beta$	<b>-7,260*</b>	<b>-131,182*</b>	-0,008	-0,005	<b>-19,830*</b>	<b>-0,549*</b>
	$R^2$	0,102	0,112	0,002	0,001	0,081	0,054
KES	$\beta$	<b>-4,953*</b>	<b>-111,855*</b>	<b>-0,013*</b>	0,007	<b>-23,676*</b>	<b>-0,171*</b>
	$R^2$	0,139	0,237	0,012	0,003	0,339	0,015

Tab. 4. Výsledky lineární regrese v okolí 100 m CLC.

		bri	FRic	FEve	FDiv	RaoQ	CED
SHDI	$\beta$	<b>2,106*</b>	-11,058	0,007	0,012	<b>-7,826*</b>	<b>0,371*</b>
	$R^2$	0,004	0,001	0,001	0,001	0,005	0,011
ED	$\beta$	<b>65,983*</b>	-524,450	0,222	0,425	<b>-321,191*</b>	<b>12,994*</b>
	$R^2$	0,003	0,001	0,000	0,001	0,008	0,011
PD	$\beta$	<b>10760*</b>	-72167,348	18,197	<b>110,2*</b>	<b>-48270*</b>	<b>2112*</b>
	$R^2$	0,004	0,001	0,000	0,004	0,008	0,013
LPI	$\beta$	-1,138	16,770	-0,005	-0,007	<b>6,866 *</b>	<b>-0,238*</b>
	$R^2$	0,002	0,001	0,000	0,001	0,007	0,007
KES	$\beta$	<b>-3,713*</b>	<b>-82,427*</b>	<b>-0,005*</b>	<b>0,008*</b>	<b>-17,364*</b>	<b>-0,107*</b>
	$R^2$	0,116	0,192	0,003	0,005	0,272	0,009



Tab. 5. Výsledky lineární regrese v okolí 200 m CLC.

		bri	FRic	FEve	FDiv	RaoQ	CED
SHDI	$\beta$	0,699	<b>-31,520*</b>	0,0004	0,013	<b>-12,057*</b>	<b>0,246*</b>
	$R^2$	0,001	0,004	0,000	0,002	0,020	0,008
ED	$\beta$	3,637	<b>-2286,526*</b>	0,141	<b>1,084*</b>	<b>-778,295*</b>	<b>13,091*</b>
	$R^2$	0,000	0,008	0,000	0,005	0,029	0,007
PD	$\beta$	-5053,870	<b>-635349,31*</b>	24,731	<b>2510*</b>	<b>-194200*</b>	<b>2319*</b>
	$R^2$	0,000	0,009	0,000	0,004	0,028	0,003
LPI	$\beta$	-0,443	<b>29,353*</b>	-0,003	<b>-0,013*</b>	<b>9,944*</b>	<b>0,20*</b>
	$R^2$	0,000	0,006	0,000	0,004	0,023	0,008
KES	$\beta$	<b>-3,979*</b>	<b>-88,662*</b>	<b>-0,006*</b>	<b>0,008*</b>	<b>-18,572*</b>	<b>-0,117*</b>
	$R^2$	0,122	0,20	0,004	0,005	0,285	0,009

Tab. 6. Výsledky lineární regrese v okolí 500 m CLC.

		bri	FRic	FEve	FDiv	RaoQ	CED
SHDI	$\beta$	<b>-2,460*</b>	<b>-77,426*</b>	<b>-0,013*</b>	0,007	<b>-16,749*</b>	-0,054
	$R^2$	0,012	0,041	0,004	0,001	0,061	0,001
ED	$\beta$	<b>245,720*</b>	<b>3171,090*</b>	<b>-0,562*</b>	0,641	91,390	<b>30,278*</b>
	$R^2$	0,030	0,017	0,002	0,002	0,000	0,042
PD	$\beta$	<b>83040*</b>	<b>1304000*</b>	-109	84,073	<b>110600*</b>	<b>8634,711*</b>
	$R^2$	0,057	0,047	0,001	0,001	0,011	0,058
LPI	$\beta$	<b>-1,451*</b>	<b>-16,963*</b>	<b>0,011*</b>	-0,003	0,850	<b>-0,207*</b>
	$R^2$	0,009	0,004	0,007	0,000	0,000	0,017
KES	$\beta$	<b>-4,771*</b>	<b>-105,245*</b>	<b>-0,010*</b>	<b>0,008*</b>	<b>-21,511*</b>	<b>-0,169*</b>
	$R^2$	0,140	0,228	0,009	0,004	0,303	0,016

