

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**

KATEDRA PROSTOROVÝCH VĚD

SPEKTRÁLNÍ VARIABILITA PŘÍRODĚ BLÍZKÝCH  
BIOTOPŮ NA PŘÍKLADU LIBERECKÉHO KRAJE

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

**Autor práce:** David Schlindenbuch

**Vedoucí práce:** doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

**2021**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

David Schlindenbuch

Environmentální vědy  
Aplikovaná ekologie

Název práce

**Spektrální variabilita přírodě blízkých biotopů na příkladu Libereckého kraje**

Název anglicky

**Spectral variability of near-natural habitats on the example of the Liberec Region**

---

### Cíle práce

Hypotéza spektrální variability (Spectral Variability Hypothesis, SVH) říká, že vyšší variabilita spektrální informace dat dálkového průzkumu Země (DPZ) odpovídá vyšší druhové diverzitě, popř. že pomocí spektrální variability lze odlišit území cenná z hlediska ochrany přírody od zbytku krajiny. Tento přístup má ve vědecké literatuře řadu zastánců, ale i odpůrců, přičemž významnou roli hraje měřítko hodnocení. Rámcovým cílem bakalářské práce je, na příkladu Libereckého kraje a dat družic Sentinel-2, vyhodnotit spektrální variabilitu přírodě blízkých biotopů ve srovnání s okolní krajinou. Tedy přispět k poznání na poli SVH případovou studií ve velmi podrobném měřítku hodnocení. Formulace dílčích cílů je úkolem autora.

### Metodika

Za přírodě blízké biotopy budou považovány biotopy definované Vrstvou mapování biotopů (VMB), potažmo Katalogem biotopů, s vyloučením kategorie "X". Rámcový postup analýz bude následovný: (1) Explorativní analýza dat VMB v modelovém území v souvislosti s nadmořskou výškou. (2) Nalezení bezoblačných snímků družic Sentinel-2 ve zpracování L2 (pozemní reflektance), výpočet spektrálního indexu NDVI. (3) Prostorové vyjádření variability NDVI jak některým ze způsobů pracujícím s kvantitativními hodnotami (např. směrodatná odchylka, RAOs Q index), tak jedním ze způsobů pracujícím s kategoriemi (např. Shannon index). (4) Design experimentu pro srovnání přírodě blízkých biotopů s okolní krajinou: rozdělení území dle modelu terénu do kategorií dle nadmořské výšky, v každé kategorii náhodné body ve VMB a mimo ni. (5) Statistický test. (6) Interpretace a diskuse výsledků.

Z technického hlediska autor použije pro analýzu dat a prezentaci výsledků např. programy ArcGIS, SNAP a R, volba je zcela na autorovi.

**Doporučený rozsah práce**

30 – 50 stran

**Klíčová slova**

formulace klíčových slov je úkolem autora

---

**Doporučené zdroje informací**

- Feilhauer, H., Dahlke, C., Doktor, D., Lausch, A., Schmidlein, S., Schulz, G. AND Stenzel, S., 2014: Mapping the local variability of Natura 2000 habitats with remote sensing. *Applied Vegetation Science* 17. 765-779.
- CHYTRÝ, M. *Katalog biotopů České republiky = Habitat catalogue of the Czech Republic*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2010. ISBN 978-80-87457-02-3.
- Palmer, M. W., Earls, P. G., Hoagland, B. W., White, P. S. AND Wohlgemuth, T., 2002: Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics* 13. 121-137.
- Rocchini, D., Boyd, D.S., Féret, J.-B., Foody, G.M., He, K.S., Lausch, A., et al. (2015). Satellite remote sensing to monitor species diversity: potential and pitfalls. *Remote Sens. Ecol. Conserv.*, 2, 25–36.
- Rocchini, D., Chiarucci, A. AND Loiselle, S. A., 2004: Testing the spectral variation hypothesis by using satellite multispectral images. *Acta Oecologica* 26. 117-120.
- Rocchini, D., Marcantonio, M., Re, D. Da, Feoli, E., Foody, G.M., Furrer, R., et al. (2020). From zero to infinity: minimum to maximum diversity of the planet by spatio-parametric Rao's quadratic entropy. *Global Ecology and Biogeography*, in press.
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2020/21 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra prostorových věd

---

Elektronicky schváleno dne 24. 3. 2021

**doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 24. 3. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 29. 03. 2021

---

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: *Spektrální variabilita přírodě blízkých biotopů na příkladu Libereckého kraje* vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 29.3.2021

---

## **Poděkování**

Rád bych poděkoval vedoucí mé bakalářské práce, doc. Ing. Petře Šímové, Ph.D. za odborné vedení, podnětné konzultace a cenné rady během psaní a dokončování práce. Dále bych rád poděkoval mým rodičům za vydatnou podporu během celého studia a mé sestře za předání mnoha cenných zkušeností.

## Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá aplikací hypotézy o spektrální variabilitě (SVH) na problematiku ochrany cenných biotopů v rámci Libereckého kraje. Rešeršní část je věnována zhodnocení současného stavu výzkumu biodiverzity pomocí dálkového průzkumu Země (DPZ), shrnuje možné silné a slabé stránky SVH a přibližuje vlastnosti několika metrik, používaných ve výzkumu spektrální variability krajiny.

Ze snímků z družic Sentinel-2 byl vypočítán vegetační index NDVI, z něhož byly dále získány metriky (směrodatná odchylka NDVI a Shannonův index), popisující spektrální variabilitu Libereckého kraje ve třech různých měřítkách. Po explorační analýze Vrstvy mapování biotopů (VMB) byly stanoveny kategorie biotopů, ve kterých budou porovnány hodnoty spektrální variability. Vzájemně porovnávané kategorie jsou I) biotopy ovlivněné člověkem a nemapované oblasti II) přírodě blízké a nepřírodní biotopy a III) formační skupiny přírodě blízkých biotopů. V programu ArcGIS byly s využitím VMB vygenerovány sady náhodných bodů, prostorově rozmístěné dle porovnávaných kategorií biotopů. Do náhodných bodů byly načteny prostorově odpovídající hodnoty použitých metrik. Pomocí neparametrických testů a zobecněného lineárního modelu byly takto získané hodnoty vzájemně porovnány.

Výsledky potvrdily, že existují odlišnosti v hodnotách spektrální variability v rámci testovaných kategorií. Bylo zjištěno, že mezi formačními skupinami přírodě blízkých biotopů jsou rozdíly nejvýraznější, v případě kategorie II) záleží míra odlišnosti zejména na nadmořské výšce a v kategorii I) byla určujícím faktorem použitá metrika. Škála použité metriky hrála oproti ostatním jmenovaným proměnným malou roli. Výsledky práce rozšiřují poznání v oblasti SVH a představují potenciálně slibný směr, kterým by se mohl ubírat další výzkum.

**Klíčová slova:** Sentinel-2, GIS, NDVI, Shannonův index, biotop

# Abstract

This bachelor thesis focuses on applying the Spectral variability hypothesis (SVH) in the field of habitat conservation in the whole area of Liberecký region. The review is dedicated to the evaluation of the current methods of estimating biodiversity with the use of remote sensing, summarizes possible pros and cons of the SVH and describes several landscape indices, used in the spectral variability research.

A Normalized difference vegetation index (NDVI) for the area was calculated using Sentinel-2 images. NDVI was then used to calculate landscape indices (Standard deviation of NDVI and Shannon's index) to quantify the spectral variability of the area of interest in three extents of moving window. Exploratory data analysis of the Habitat mapping layer served as a base for dividing habitats into categories. The selected categories are following: I) habitats strongly influenced by anthropogenic effects and unmapped areas, II) close to nature and unnatural habitats and III) habitat types within the close to nature habitats. The spectral variability values were to be tested within these categories. Afterwards, sets of random points, were generated in the ArcGIS software, with each set located in one of the selected categories. Landscape indices values were then extracted into all the randomly generated spatial points. Obtained datasets were statistically tested using nonparametric tests and a generalized linear model.

The results have shown significant differences of spectral variability within all the categories tested. Most significant differences occurred in the category III). Level of significance in the test results within the category II) showed a strong relation with altitude, whereas in the category I), landscape index was the decisive variable. The scale of landscape indices played a minor role, compared to the above mentioned variables. The results of the thesis expand knowledge in the field of SVH and represent a potentially promising direction in which further research could continue.

**Key words:** Sentinel-2, GIS, NDVI, Shannon's index, habitat

# Obsah

Abstrakt .....	6
Přehled použitých zkratk .....	10
1. Úvod .....	1
2. Cíle práce .....	3
3. Literární rešerše.....	4
3.1 Výzkum biodiverzity s využitím DPZ .....	5
3.2 Spectral variability hypothesis (SVH).....	6
3.3 Problematika škálování v DPZ.....	7
3.4 Krajinné metriky .....	9
3.4.1 Shannonův index .....	9
3.4.2 NDVI .....	9
3.4.3 Rao's Q Index .....	11
3.5 NATURA 2000 .....	11
4. Zájmové území .....	13
4.1 Geomorfologie.....	13
4.2 Geologie.....	13
4.3 Biogeografie a ekologie společenstev .....	14
4.4 Podnebí.....	15
5. Metodika a data .....	16
5.1 Použitá data .....	16
5.1.1 Vrstva mapování biotopů .....	16
5.1.2 Digitální model reliéfu .....	17
5.1.3 Sentinel-2 .....	17
5.2 Metodika .....	19
5.2.1 Předzpracování družicových snímků.....	19
5.2.2 Explorační analýza.....	19
5.2.3 Sady náhodných bodů .....	21



5.2.4 Úpravy NDVI a výpočty krajinných metrik .....	23
5.2.5 Statistické testy .....	24
6. Výsledky .....	26
6.1 Wilcoxonovy testy .....	26
6.2 Zobecněný lineární model .....	29
7. Diskuze .....	33
8. Závěr a přínos práce .....	36
Přehled literatury a použitých zdrojů .....	38
Seznamy .....	44
Seznam obrázků .....	44
Seznam tabulek .....	44
Přílohy .....	45

## Přehled použitých zkratk

DPZ – dálkový průzkum Země

SVH – Spectral variability hypothesis

NDVI – Normalized difference vegetation index

STD NDVI – směrodatná odchylka NDVI

NIR – blízké infračervené záření

VIS – viditelné spektrum

SWIR – krátkovlnné infračervené záření

EVL – Evropsky významná lokalita

EEA – Evropská agentura pro životní prostředí

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR

LVS – Lesní vegetační stupeň

VMB – Vrstva mapování biotopů

DMR – Digitální model reliéfu

TIN – Nepravidelná trojúhelníková síť

ESA – Evropská vesmírná agentura

MW – moving window

# 1. Úvod

S rozvojem dálkového průzkumu Země (DPZ) se objevuje stále pestřejší škála nástrojů a metod pro přesnější popis procesů a stavu věcí na naší planetě. Ať už se jedná o odvětví přírodních věd (Wang et al. 2010), ekonomie (Elvidge et al. 1997) či sociologie (Fox et al. 2003), nalézají družicová data široké uplatnění. Nabízejí doslova jiný pohled na pozemskou realitu a umožňují výzkum jevů v podstatně větším prostorovém rozsahu, než je za vynaložení stejného úsilí možné při práci v terénu (Palmer et al. 2002). Díky tomu, že jsou data nezářídka volně přístupná, má v podstatě každý se zájmem o některé z dotyčných odvětví vědy k dispozici značný zdroj informací (Raimond 2015). Kvalitní a konzistentní snímání zemského povrchu je záležitostí poměrně nedávné doby, a tak se způsoby interpretace satelitních dat neustále rozvíjejí (Wang et al. 2019; Xue et Su 2017).

Jedním z odvětví využití družicových snímků jsou i environmentální vědy, od výzkumu atmosférických jevů (Bernath 2017), přes popis krajinného pokryvu a jeho změn v čase (Anderson 1976), až po odhalování hotspotů biodiverzity (Rocchini et al. 2010). Právě v ochraně přírody se lze setkat s přístupem, kdy je pomocí satelitních snímků odhadována biodiverzita zkoumané lokality, což může pomoci např. při tvorbě plánů péče či obdobných dokumentů, určujících dlouhodobé cíle pro zachování biodiverzity (Luque et al. 2018). Jedna z metod výzkumu biodiverzity je založena na hypotéze o spektrální variabilitě. Vysoká diverzita druhů souvisí s diverzitou stanovišť, která se projevuje jako různorodost krajiny. Heterogenní krajina by měla mít i různorodou odrazivost světla, což se projeví na satelitních snímcích v podobě zvýšené spektrální variability (Palmer et al. 2002). Nabízí se ovšem otázka, zda toto může platit i pro diverzitu biotopů, přesněji řečeno, zda mezi konkrétními druhy biotopů existuje odlišnost v jejich spektrální variabilitě.

V kontextu rozvoje nadnárodních koncepcí ochrany přírody se objevuje potřeba vytvoření nástroje, založeného na aplikaci DPZ, který by doplnil zatím nepostradatelný terénní výzkum při mapování, determinaci a následném monitoringu vhodných lokalit pro nadnárodní soustavy chráněných oblastí, jako je např. evropská NATURA 2000 (Borre et al. 2011; Förster et al. 2008). Takový nástroj by musel být dostatečně přesný a efektivní, aby vyvážil zkušenosti týmů kvalifikovaných terénních pracovníků. Jeho nesporným přínosem by byla značná časová i finanční úspora (Stenzel et al. 2014).

Snímky z druhé řady soustavy družic Sentinel, zaměřené na shromažďování dat pro výzkum ve sféře environmentálních věd, poskytují díky své volné dostupnosti a spektrálnímu i prostorovému rozlišení dobrou příležitost pro vývoj výše zmíněného nástroje (Schmidt et al. 2018).

## 2. Cíle práce

Hlavním cílem této práce je zjistit, zda existuje statisticky významná odlišnost ve spektrální variabilitě přírodě blízkých a antropogenní činností ovlivněných biotopů v Libereckém kraji. Aplikací hypotézy o spektrální variabilitě dosud málo prozkoumaným způsobem bude otestováno, zda je tato hypotéza platná i v jiných případech, než při predikci druhové bohatosti. Dalším dílčím cílem je srovnání spektrální variability přírodě blízkých biotopů mezi sebou dle skupin, jak jsou definovány v Katalogu biotopů ČR. Jako výchozí zdroj informace o povaze a prostorovém rozmístění biotopů Libereckého kraje bude použita Vrstva mapování biotopů (VMB). V práci bude rovněž posouzeno, zda se spektrální variabilita nemapovaných oblastí VMB významně odlišuje od biotopů ovlivněných činností člověka.

Výchozí hypotézy jsou následující:

- Hodnoty spektrální variability přírodě blízkých a člověkem ovlivněných biotopů se navzájem liší
- Určité skupiny přírodě blízkých biotopů je možno od sebe s pomocí srovnání jejich spektrální variability odlišit
- Ve Vrstvě mapování biotopů nelze s výjimkou větších sídel pozorovat významný rozdíl mezi spektrální variabilitou nemapovaných ploch a biotopů skupiny X

### 3. Literární rešerše

Výzkum krajinného pokryvu či vegetačních tříd pomocí DPZ je již několik desetiletí zavedeným postupem s řadou metod podložených výsledky mnoha studií (Anderson, 1976; Gislason et al. 2006; Townshend et al. 1991; Yuan et al. 2005). Metody DPZ jsou oproti tradičním metodám mapování a klasifikace vědeckými pracovníky *in situ* DPZ efektivnější z hlediska ekonomického i co do časové náročnosti (Palmer et al. 2002; Sha et Yu 2008; Townshend et al. 1991). To platí zejména při mapování a klasifikaci ve větších měřítkách (Langley et al. 2001). Úskalím ovšem zůstává určitá nepřesnost klasifikačních metod při podrobnějším měřítku hodnocení (Sha et Yu 2008).

Výhodou DPZ může být zachování kontinuální povahy informace, která popisuje spektrální vlastnosti zemského povrchu. Teoreticky tak mohou být s pomocí neklasifikovaných satelitních snímků tvořeny mapy, v nichž je přechod mezi typy vegetace, (popř. biotopy) postupný. To by podstatně lépe vystihovalo skutečný charakter vegetačního pokryvu než pevné hranice mapovacích segmentů, jež je nutné vytyčit při pozemním mapování (Foody 1996). I v pozemním mapování vegetace existují metody, jak alespoň částečně zachovat postupný přechod mezi typy vegetace. Jako příklad lze uvést tzv. mozaiky ve Vrstvě mapování biotopů. Tyto segmenty obsahují dva nebo více typů biotopů, jejichž relativní zastoupení a další vlastnosti jsou blíže specifikovány v přidružené atributové tabulce. S mozaikami se nicméně z prostorového hlediska pracuje poměrně obtížně (Härtel et al. 2009). Tvorba kontinuálních map rozmístění vegetačních tříd na základě neklasifikovaných snímků by tak mohla být jedním z nadějných přínosů ve velkoplošném mapování a monitoringu vegetace, nicméně současný stav poznání v této oblasti zatím rozsáhlejší využití této metody neumožňuje (Parviainen et al. 2013).

Ani pokud se jedná o vzájemné rozlišování mnoha druhů vegetačních tříd či biotopů v rámci rozsáhlé zájmové oblasti, neexistuje zatím metoda aplikovatelná v různých klimatických či geomorfologických podmínkách, aniž by tím byla zásadně ovlivněna její přesnost (Borre et al. 2011; Spanhove et al. 2012).

Langley et al. (2001) uvádějí jako další z možností pro zvýšení přesnosti popisu vegetačního pokryvu využití multitemporálních snímků z různých fenofází zájmové lokality. Při multitemporálním přístupu je zkoumána změna spektrálních charakteristik vegetace v průběhu času a následně využita při klasifikaci do tříd krajinného či vegetačního pokryvu. Nevýhodou této metody může být např. využití rané fenofáze

lokality (únor) v multitemporálním snímku. Dále, při kombinaci snímků z různých fází vegetačního období (červen a září), ve kterých od sebe byly jednotlivé vegetační třídy dobře odlišitelné, došlo k setření rozdílů a celkově zhoršené přesnosti klasifikace. Naproti tomu, řada pozdějších studií (Beyer et al. 2015; Bruzzone et al. 2004; Moser et al. 2011; Zhu et al. 2006) tuto metodu aplikovala s úspěchem. Roubalová (2017) aplikovala multitemporální snímky z družice Sentinel-2 při klasifikaci vegetačních kategorií krkonošské tundry. Výsledná přesnost klasifikace byla téměř totožná jako u snímku z jednoho data ze závěru léta. Dalším úskalím multitemporálního přístupu, jako tomu bylo v případě práce Roubalové, může být mj. nedostatek snímků s nízkou mírou oblačnosti pro všechny zahrnuté fenofáze. Odmaskováním ploch snímku znehodnocených oblačností se pak výzkumník ochuzuje o část zkoumaného rozsahu území, která potenciálně obsahuje dobře klasifikovatelné kategorie vegetace.

### **3.1 Výzkum biodiverzity s využitím DPZ**

Družicové snímky mohou posloužit jako pomocný nástroj i při výzkumu biodiverzity. Výhodou snímků z DPZ může být odbourání subjektivního přístupu jednotlivce při sběru dat. Přirozená variabilita schopností jednotlivých vědeckých pracovníků způsobuje nestejnorodost získaných dat a ovlivňuje tak výsledky analýz. Rovněž některé sociálně geografické faktory mají vliv na množství a kvalitu dat (hustota zalidnění oblasti, vzdálenost k výzkumným institucím, míra zajímavosti lokality z přírodovědného hlediska). V lokalitách v blízkosti univerzit, jiných výzkumných institucí či v chráněných oblastech je tak kvantita nasbíraných dat a množství nalezených druhů logicky vyšší, než v lokalitách méně příznivých či „zajímavých“ pro výzkum. Vznikají tak bílá místa na botanických mapách, která mohou být lépe vyplněna právě s pomocí metod DPZ (Palmer et al. 2002).

Řada výzkumníků aplikuje jako jednu z metod odhadování biodiverzity hypotézu o spektrální variabilitě. Tento přístup sklízí značně různorodé výsledky v závislosti na rozsahu zkoumaného území, období pořízení použitých snímků, spektrálním a prostorovým rozlišení a použité metodě. Zatímco u některých studií lze hovořit o úspěšném prokázání platnosti hypotézy (Oindo et al. 2002; Rocchini 2007; Waser et al. 2004), jiné k takto pozitivním výsledkům nedošly (Oldeland et al. 2010; Palmer et al. 2002; Schmidtlein et al. 2017). Implementací hypotézy o spektrální variabilitě při satelitním výzkumu mokřadních biotopů se zabývali Feilhauer et al. (2014), kteří prokázali, že hypotéza nemusí platit pouze na poli druhové

rozmanitosti a že by se tak mohlo jednat o správný směr, kterým by se měl ubírat další výzkum.

### **3.2 Spectral variability hypothesis (SVH)**

Palmer et al. (2002) formulovali hypotézu o spektrální variabilitě, která předpokládá, že spektrální heterogenita zemského povrchu, vyjádřená jako směrodatná odchylka odrazu záření, je korelována s heterogenitou životního prostředí. Heterogenita prostředí obvykle pozitivně koreluje s druhovou bohatostí dané lokality. Druhová bohatost je zpravidla vyjádřena jako počet druhů, nalezených na zkoumané ploše (Tuomisto 2010). Hypotézu se ve studii Palmera et al. (2002) potvrdit nepodařilo. Důvodem mohla být příliš malá velikost testovacích ploch (čtverec o straně 2, resp. 10, resp. 30 metrů) nebo rozdíl v datech pořízení leteckého snímku a sběru dat v terénu. Letecké snímky nesly jen omezené množství informací o spektrálních vlastnostech povrchu zkoumané lokality (byly složeny z jediného spektrálního pásma). Výsledky nicméně prokázaly pozitivní korelaci mezi spektrální variabilitou a výskytem vzácných druhů (zde druhů, nalezených na nanejvýš 3 testovacích plochách z celkových 187).

Na Palmerovu (2002) studii později navázaly další týmy vědců. Rocchini et al. (2004) testovali platnost SVH v mokřadním ekosystému jezera Montepulciano ve střední Itálii. Výzkum byl proveden na plochách o velikosti 1 m<sup>2</sup>, 0.01 ha a 1 ha. Sběr dat v terénu probíhal na dvou menších kategoriích testovacích ploch. Pro jednohektarovou plochu byl seznam druhů vytvořen součtem 4 vnořených 0.01ha ploch. Snímky z družice Quickbird o rozlišení 3 m byly použity k výpočtu spektrální variability u ploch o 0.01 ha a 1 ha. V prvním případě vyjádřili autoři variabilitu jako průměr euklidovských vzdáleností dvou bodů ve čtyřrozměrném prostoru, kde každý bod představoval hodnotu pixelu jednoho ze čtyř použitých spektrálních pásem snímku. U 1ha plochy byla v rámci snížení výpočetní náročnosti provedena analýza hlavních komponent a míru variability pak reprezentoval průměr euklidovských vzdáleností bodů od centroidu ve dvourozměrném prostoru. Výsledky ukázaly, že v tomto případě SVH platí jak v menším (0.01 ha), tak ve větším měřítku (1 ha). Získané ukazatele spektrální heterogenity dokázaly v modelu vysvětlit až 44% variability reziduí druhové bohatosti testovacích lokalit. S větším měřítkem stoupal i procentuální podíl vysvětlené variability. Autoři dále uvádějí, že z výsledků nevyplýval žádný vztah mezi vegetačním typem pokusných lokalit a mírou variability vysvětlené modelem (tj. schopností predikovat bohatost druhů pomocí spektrální variability).



Schmidtlein et Fassnacht (2017) ve své studii ověřovali platnost SVH ve větším měřítku, konkrétně na plochách o velikosti 12x11 km v botanicky nadprůměrně kvalitně zmapované části jižního Německa. Jako zdroj spektrální informace jim posloužily snímky senzoru MODIS z družic Terra a Aqua. Rozlišení pixelů snímku zde dosahovalo pouze 0,5 km. Z výzkumu vyplynulo, že v takto velkém měřítku SVH neplatí. Zvýšená spektrální variabilita krajiny zde neimplikovala vysokou druhovou bohatost. Navíc byly pozorovány změny vztahu mezi těmito dvěma proměnnými v průběhu vegetační sezony. Z použitých ukazatelů spektrální variability, euklidovské vzdálenosti od centroidu a k-means klasifikace autoři vyzdvihují druhý zmíněný. Silnou stránkou k-means klasifikace byly stejnorodější výsledky v průběhu sezony. Při zkoumání vlivu rozsahu pokusné lokality byl pozorován opačný trend než u většiny předchozích studií, a sice že se vzrůstající rozlohou klesá míra korelace mezi počtem druhů a spektrální variabilitou. Při použití metody moving window s větším počtem pixelů docházelo vlivem přítomnosti negativních i pozitivních hodnot korelačního koeficientu k setření celkového kontrastu. Celkově lze usuzovat, že srovnávat spektrální variabilitu a počty nalezených druhů při prostorovém rozlišení 0,5 km je pravděpodobně špatný směr, neboť takto velké pixely dostatečně nereprezentují skutečnou heterogenitu krajiny.

Jiné studie, zabývající se problematikou SVH, využívaly kromě již zmíněných metrik pro znázornění míry spektrální variability vegetace např. směrodatnou odchylku hodnot NDVI (Levin et al. 2007), rozdíl průměrných hodnot pixelů mezi jednotlivými pokusnými plochami (Hall et al. 2012) či Rao's Q Index (Rocchini et al. 2021a).

Výsledky studií jsou velmi variabilní, co se týká zjištěné míry korelace mezi spektrální variabilitou a druhovou rozmanitostí. Na tom se podepisují faktory jako prostorové a spektrální rozlišení použitých snímků, velikost pokusných ploch, celkový rozsah zkoumané lokality nebo fenofáze, ve které byl pořízen použitý snímek či snímky (Rocchini et al. 2010). Na vliv měřítka hodnocení, rozsahu a prostorového rozlišení se blíže zaměří další podkapitola.

### **3.3 Problematika škálování v DPZ**

Autoři řady studií (Gustafson 1998; Jelinski et Wu 1996; Li et Reynolds 1995; Turner 1989) se shodují na tom, že správný výběr rozsahu zkoumané oblasti, prostorového rozlišení snímku a tematického rozlišení, je klíčový pro získání relevantních výsledků v každé studii, zabývající se ekologickými analýzami s využitím metod DPZ. Důležitým faktorem je také vztah mezi měřítkem výchozích dat a měřítkem, ve kterém je konkrétní analýza prováděna (Li et Wu 2004).

Rozlišení vstupních dat podmiňuje naši schopnost objektivního popisu reality. Snímek s velkým rozlišením bude pravděpodobně vykazovat vyšší heterogenitu krajiny či vegetace, neboť ponese i informace o strukturách malých rozměrů, které snímek s malým rozlišením vůbec nezaznamená (Gustafson 1998). Šímová et al. (2019) testovali vliv měřítka vektorových vrstev a prostorového rozlišení rastrů, znázorňujících distribuci vodních ploch na českém území na přesnost predikce výskytu vybraných hnízdících druhů vodního ptactva. Hypotéza, že podrobnější data budou lépe predikovat výskyt jedinců, se potvrdila bez ohledu na podrobnost datasetu, obsahujícího pozorované četnosti jednotlivých druhů (atlas s velikostí základní jednotky 11x12 km).

Měřítka z hlediska časového i prostorového ovlivňuje rovněž posuzování stavu biodiverzity a jejích změn v průběhu času (Keil et al. 2011; Keil et al. 2018). Podobné vztahy mezi rozsahem zkoumané plochy, velikostí nejmenší prostorové jednotky obsahující četnosti výskytu druhů či jedinců a biodiverzitou lze pozorovat napříč všemi říšemi organismů (Shade et al. 2018).

Při různě zvolené škále ve výzkumu krajinné struktury, fragmentace, či konektivity do určité míry platí, že v jednoduchosti spočívá síla. Alespoň co se týká snahy o výběr ukazatelů pro maximálně objektivní a univerzální popis krajinných vlastností. Pokud se pracuje s tematickou mapou, jakožto výchozí vrstvou pro určení např. heterogenity krajiny, je záhodno do popisných charakteristik zahrnout absolutní i relativní počet tříd, proporci tříd na jednotku plochy, či poměr délky hranic plošek vůči celkové ploše. Takové ukazatele vykazují největší stabilitu při změně škály měřítka či celkového počtu zahrnutých tříd (Šímová et Gdulová 2012).

Samotná heterogenita krajiny je ze své podstaty závislá na rozsahu, ve kterém je zkoumána (Gustafson 1998). Čím je zkoumané území rozsáhlejší, tím více tříd krajinného pokryvu (land cover) se na něm pravděpodobně bude nacházet. To samozřejmě platí v kontextu našich přírodních podmínek. Z toho plyne i zvýšená heterogenita, avšak pouze z pohledu absolutního počtu tříd land cover. Pokud bychom heterogenitu vyjadřovali poměrem počtu tříd a plochy území, pak se od určitého rozsahu začne tato relativní heterogenita snižovat, neboť bude postupně vyčerpán počet tříd, rozsah zkoumané oblasti naopak teoreticky omezen není (Turner 1987).

Povahu prostorového uspořádání krajinného pokryvu lze v našich podmínkách rozdělit na mikroheterogenitu a makroheterogenitu. První zmíněný pojem popisuje jev, kdy se soubor typů složek krajiny ve sledovaném území opakuje. Z toho plyne,

že při zmenšení prostorového měřítka dochází i ke snížení relativní heterogenity krajiny. Makroheterogenita oproti tomu popisuje stav, kdy se od sebe složky krajiny v rámci zkoumané oblasti značně odlišují. Jako příklad zde lze uvést vertikálně členitou horskou krajinu (Lipský 1998).

### 3.4 Krajinné metriky

Jak již bylo zmíněno v sekci 3.2, metrik používaných pro vyjádření spektrální variability krajinného pokryvu je celá řada. V této sekci budou stručně představeny metriky, které se přímo týkají této práce.

#### 3.4.1 Shannonův index

Shannonův index, vyjadřující míru neuspořádanosti (entropii), byl poprvé představen v roce 1948 jako nástroj v komunikační teorii pro předpovídání následujícího písmene v analyzovaném textu. Entropii popisuje Shannonova funkce  $H$ , která je definována jako:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

*Obr. 1: Shannonova funkce (Shannon 1948)*

Index obvykle nabývá hodnot od 1,5 do 4,5. V ekologii je za proměnnou  $p_i$  většinou dosazována relativní četnost jedinců  $i$ -tého druhu. Z toho plyne, že  $n_i$  je počet jedinců druhu  $i$  a  $N$  je sumou jedinců všech druhů dohromady (Tuomisto 2010). Za  $p_i$  však lze dosazovat v podstatě jakoukoli proměnnou s diskretním rozdělením, jako např. třídy reklasifikovaného rastru, jak bude demonstrováno později v této práci

#### 3.4.2 NDVI

Termín Normalized difference vegetation index byl poprvé použit ve studii, zkoumající změnu vegetačního pokryvu severoamerických prérií v průběhu roku (Rouse et al. 1973). Autoři zde vhodně využili absorpční schopnosti rostlin. Absorpční rozsah chlorofylu je zhruba mezi 400 a 700 nm. Zároveň fotosyntetizující rostliny odrážejí vlnové délky v pásmu blízkého infračerveného záření (760 - 1400 nm), neboť je energie fotonů s takto velkou vlnovou délkou již příliš nízká na to, aby ji metabolismus rostliny dokázal smysluplně využít při syntéze glukózy. Naopak by při absorpci blízkého infračerveného záření (NIR) docházelo k přehřívání rostlin. Voda naproti

tomu ve všech svých skupenstvích pohlcuje značnou část NIR pásma a odráží červenou část viditelného spektra. Při aplikaci do praxe pak vyplývá, že vysoké hodnoty NIR daného pixelu a zároveň nižší hodnoty červeného pásma (*Red*) viditelného spektra (VIS) značí pravděpodobný výskyt souvislé husté vegetace. Pokud jsou hodnoty zmíněných spektrálních pásem pixelu podobné, bude se na daném místě nacházet vegetačně chudší stanoviště typu stepi, pouště či tundry. Analogicky se pak při vysokém odrazu VIS a nízkém odrazu NIR bude jednat o vodní plochu, ledovec, nebo zde byl povrch země odstíněn oblačností. Samotné hodnoty spektrálních pásem jsou poměrem mezi dopadajícím a odraženým zářením, ergo nabývají hodnot od 0 do 1 (Gates 1980).

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$$

Obr. 2: Vzorec pro výpočet NDVI (Gates 1980)

Ze vzorce pro výpočet indexu lze vyvodit, že nabývá hodnot ve škále od -1 do 1. Praktickou výhodou proti prostému poměru NIR a *Red* je právě rozsah hodnot. Prostý poměr dosahuje hodnoty od 0 do  $+\infty$  (Crippen 1990). Výše zmíněné spektrální vlastnosti vodních, popř. sněhových ploch u nich vyúsťují v nulovou, potažmo mírně negativní hodnotu NDVI. Plochám chudým na vegetaci obvykle náleží hodnoty mezi 0.1 a 0.2. Hustý vegetační pokryv je pak charakterizován rozpětím NDVI od 0.3 do 0.8 (Gates 1980).

NDVI našel s rozvojem DPZ v posledních desetiletích široké uplatnění. Byl uplatněn jako pomocný nástroj při klasifikaci krajinného pokryvu (Usman et al. 2015), monitoringu změn vegetačního pokryvu (Singh et al. 2016), analýzách vodního stresu vegetace (Illera et al. 1996; Thapa et al. 2019), či při posuzování zranitelnosti životního prostředí během klimatické změny (Bounoua et al. 2000).

Problémy při využití NDVI spočívají například ve smísení pomyslných tříd zemského povrchu v rámci jednoho pixelu. Kombinace vodní hladiny a pobřežní vegetace tak generuje hodnoty, které nenáleží ani jedné ze tříd (Justice et al. 1985). Dalšími faktory ovlivňujícími hodnoty NDVI jsou topografické vlastnosti zemského povrchu, či nadmořská výška (Thomas 1997). Na kvalitu snímků a v důsledku toho i na NDVI může mít vliv i zeměpisná šířka. V tropickém pásmu bývá vlivem vysoké oblačnosti velká část snímků znehodnocena (Achard et Estreguil 1995). Sněhová pokrývka

během zimy a v polárních oblastech v průběhu celého roku rovněž snižuje kvalitu pořízených snímků (Goward et al. 1991).

### 3.4.3 Rao's Q Index

Výhoda Rao's Q indexu spočívá dle Rocchiniho et al. (2017) v tom, že počítá nejen s absolutními četnostmi hodnot (jako např. Shannonův index), ale bere v úvahu i rozdíly mezi těmito hodnotami.

$$Q = \sum \sum d_{ij} \times p_i \times p_j$$

*Obr. 3: Vzorec pro výpočet Rao's Q indexu (Rocchini et al. 2021b)*

Výsledná metrika pak lépe demonstruje velikost rozdílů mezi pixely a tím spektrální variabilitu zkoumané lokality. Shannonův index může vykazovat zavádějící hodnoty v souboru pixelů, které sice mají rozdílné hodnoty, ale jejich rozptyl je malý. Rao's Q index toto riziko úspěšně eliminuje. Další výhodou je multidimenzionalita, tzn. výpočet lze oproti Shannonovu indexu provést pro vícero spektrálních pásem najednou. Rocchini et al. (2017) dále zdůrazňují jistou podobnost Rao's Q indexu s prostým rozptylem, či směrodatnou odchylkou souboru hodnot kvantitativní proměnné (např. hodnot kontinuálního rastru).

## 3.5 NATURA 2000

Počátky soustavy chráněných oblastí Evropské Unie sahají do roku 1979, kdy byla přijata Směrnice o ochraně volně žijících ptáků 79/409/EHS (v současnosti je platná upravená verze směrnice 147/2009/ES). V návaznosti na tuto směrnici, vyhlášující druhovou a územní ochranu evropského ptactva, začaly být v členských státech EU vyhlášovány Ptačí oblasti. O 13 let později již byla ustanovena síť chráněných území EU NATURA 2000 doplněním stávající legislativy Směrnicí o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin 92/43/EHS. Z ní vycházejí tzv. Evropsky významné lokality (EVL). Pro zajištění patřičné ochrany přírody i v nových členských státech se vytvoření návrhu na zřízení oblastí NATURA 2000 stalo jedním z předpokladů přijetí do EU (EU 2017).

V současné době pokrývají chráněné oblasti soustavy zhruba 18% (785 tis. km<sup>2</sup>) rozlohy EU. Do chráněných oblastí jsou zařazovány taktéž mořské ekosystémy, rozkládající se na dalších 573 tis. km<sup>2</sup>. V ČR zabírá NATURA 2000 celkem 11 148

km<sup>2</sup>, tedy zhruba sedminu našeho území (EEA 2018). V Libereckém kraji se nacházejí 3 Ptačí oblasti o rozloze 342 km<sup>2</sup> a 50 EVL o rozloze 424 km<sup>2</sup>. Celkově oblasti NATURA 2000 zabírají 13 % rozlohy kraje (AOPK ČR ©2021a). Pro tuto práci je ovšem důležitá zejména existence Vrstvy mapování biotopů. Jedná se o soubor dat, pomocí něhož byly vybírány lokality, u nichž byla vhodná a žádoucí implementace do celoevropské soustavy. O vrstvě bude blíže pojednáno v kapitole 4 - Metodika a data.

## 4. Zájmové území

Analýza dat probíhala pro celé území Libereckého kraje, který je se svou rozlohou 3 163 km<sup>2</sup> po Praze nejmenším krajem ČR. Z analýzy byla vyňata území sídel s počtem obyvatel větším než 5000, což bude podrobněji popsáno v kapitole Metodika a data.

### 4.1 Geomorfologie

Liberecký kraj geomorfologicky spadá do provincie Česká vysočina a dále se dělí na Krkonoško-jesenickou subprovincii, Českou tabuli a ze západu sem zasahuje i malá část Krušnohorské subprovincie - České středohoří (Demek et Mackovčin 2006). Reliéf území je na české poměry značně členitý, výškový gradient dosahuje přes 1200 m. Nejnižší bod se nachází na dolním toku řeky Smědé při hranicích s Polskem ve výšce 208 m.n.m. Nejvyšším vrcholem kraje je pak Kotel v západní části Krkonoš s nadmořskou výškou 1435 metrů. Z význačných pohoří je záhodno jmenovat Lužické a Jizerské hory v severní části a Krkonoše na severovýchodě. Dále území protíná v severozápadně-jihovýchodním směru Ještědsko-kozákovský hřbet. Na jihozápadě nad krajinu vyčnívá Ralská pahorkatina, v severním, Frýdlantském výběžku zase figuruje nepřilíš vysoká Frýdlantská pahorkatina (Balatka et Kalvoda, 2006).

### 4.2 Geologie

Liberecký kraj se vyznačuje velmi různorodou geologickou skladbou. Podloží západní poloviny kraje je tvořeno zejména druhohorními pískovcovými a slínovcovými sedimenty z období křídly, kdy se na území České křídové pánve nacházelo mělké moře. Zvětvávání pískovcových sedimentů dalo vzniknout četným skalním útvarům v Chráněných krajinných oblastech Český ráj a Kokořínsko. Křídovou tabulí na západním okraji pronikají třetihorní vulkanické horniny, tvořící sopečné kužely Českého středohoří. Střed kraje protíná jihovýchodním směrem orientovaný lužický zlom, oddělující sedimenty křídové tabule od geologicky starších hornin, situovaných severovýchodním směrem od zlomu. Oblast Jizerských hor a Frýdlantského výběžku se vyznačuje výskytem prvohorních hlubinných vyvřelin (žula). Krkonoše a Ještědský hřbet naproti tomu tvoří metamorfované horniny rovněž prvohorního stáří (fylit, kvarcit, mramor). Poslední význačná geologická oblast Libereckého kraje se nachází na jeho jihovýchodním okraji a je tvořena prvohorními sedimenty z řad fylitů, kvarcitů a jílovců, s výskytem vulkanickou činností vzniklých melafyrů, vypovídajících o rozsáhlé sopečné aktivitě v daném regionu v období permu (ČGS ©2018).

### 4.3 Biogeografie a ekologie společenstev

Celé území Libereckého kraje náleží do hercynské subprovincie. Území je dále rozděleno, ve směru od západu na Verneřický, Kokořínský, Lužickohorský, Ralský, Žitavský, Jizerskohorský, Hruboskalský, Železnobrodský, Podkrkonošský a Krkonošský bioregion (Culek et al. 2013)

Verneřický bioregion se vyznačuje mezofilním charakterem s převažujícím bukovým lesním vegetačním stupněm (dále jen LVS). Typickým přírodním společenstvem jsou zde květnaté bučiny a mezofilní travní porosty s teplomilnou květenou. Kokořínský bioregion je charakteristický nižší biodiverzitou a vlivem pískovcového podloží na výskyt dosud zachovalých ostrůvků reliktních borů a údolních mokřadů v oblasti. V Lužickohorském bioregionu převažuje bukový a jedlovo-bukový LVS se společenstvy květnatých a acidofilních bučin. Dominujícím druhem lesních porostů je zde smrk ztepilý, většinou v kulturní výsadbě s občasným výskytem přirozených podmáčených smrčín. V rámci Libereckého kraje je výjimečný vysokou biodiverzitou stanovišť i druhů Ralský bioregion, který zde ze všech bioregionů zaujímá rovněž největší plochu (1097 km<sup>2</sup>). Střídají se zde suchá a mokřadní stanoviště se společenstvy borových doubrav, olšin, rašelinišť nebo na sopečném podloží rostoucích květnatých bučin. Zajímavostí je zde výskyt tří endemických druhů rostlin - tučnice české (*Pinguicula vulgaris*), jeřábu bezděžského (*Sorbus pauca*) a prstnatce českého (*Dactylorhiza bohemica*). Převážná většina lesního porostu je tvořena kulturními bory. Nižší biodiverzitou i lesnatostí se vyznačuje vertikálně méně členitý Žitavský bioregion s ojedinělým výskytem přirozených dubových hájů a lužních lesů. Původní jedlovo-bukové porosty, typické pro Jizerskohorský bioregion, byly v průběhu 20. století nahrazeny smrkem, jenž dnes tvoří více než 2/3 z rozsáhlých lesních porostů tohoto bioregionu. A to i přesto, že byly kulturní smrčiny v 70. a 80. letech zejména ve vrcholových partiích zdevastovány vlivem imisí a škůdců. Bioregion však zůstává velmi cennou ukázkou vysoce různorodé krajiny s největší rozlohou horských bučin v Čechách, cennými mokřadními stanovišti (rašeliniště, vrchoviště) či travními porosty. Pískovcová skalní města s borovými doubravami jsou typickým znakem vlivem podloží druhově chudého Hruboskalského bioregionu. Převládá zde kulturní krajina s poměrně nízkým (28%) zastoupením lesních porostů. Železnobrodský bioregion charakterizují květnaté bučiny a suťové lesy v členitých údolích podhůří Krkonoš a Ještědsko-kozákovského hřbetu. V nižších polohách dominuje zemědělská orná půda, podél gradientu nadmořské výšky se krajinný pokryv postupně mění v louky a pastviny. Lesní porosty zabírají na krajské poměry podprůměrných 35% s převahou kulturních smrčín či směsi borovice a smrku



v nižších polohách. Vysokým podílem pastvin a luk je typický vrchovinný Podkrkonošský bioregion. V lesních porostech dominují kulturní smrčiny s občasným výskytem přirozených bikových bučin na svazích vulkanických kopců. Velmi různorodým bioregionem je Krkonošský, který do kraje zasahuje pouze svým západním cípem. Jako jediný region celé hercynské podprovincie vyniká rozsáhlým zastoupením subalpínského vegetačního stupně. Do pestré škály přirozených společenstev se řadí horské klenové a acidofilní bučiny, přirozené smrčiny, subalpínská klečová společenstva a vrchoviště. V alpínském bezlesí v oblasti Kotelních jam lze pozorovat unikátní ukázkou flóry společenstev ledovcových karů. Bioregion se pyšní výskytem řady endemických druhů, glaciálních reliktnů a ohrožených druhů. Jeho poloha na severní hranici výskytu alpínské flóry a jižní hranici výskytu flóry severské zde dává vzniknout unikátní vegetační kombinaci, utvářející v nejvyšších polohách tzv. arkoalpínskou tundru. Lesním porostům v nižších polohách opět dominuje člověkem vysazovaný smrk, jehož potkal během imisní kalamity v minulém století podobný osud jako v případě Jizerských hor (Culek et al. 2013).

#### **4.4 Podnebí**

Klimatické podmínky Libereckého kraje jsou dosti variabilní. Průměrné roční srážky se pohybují od 638 mm na jihozápadě v oblasti Bezdězu až po 1700 mm v obci Bílý Potok na severovýchodě v podhůří Jizerských hor. Celkově kraj nedostatkem srážek netrpí, v rámci ČR dosahuje nadprůměrných úhrnů. Dlouhodobý srážkový normál pro roky 1981–2010 je 893 mm, oproti 686 mm pro celé území republiky. Sever kraje je ovlivněn západním oceánským prouděním, přinášejícím zvýšené množství srážek na poměry zdejšího nepříliš členitého reliéfu (ČHMÚ ©2021b).

Průměrná roční teplota se na většině území pohybuje mezi 7 a 8 °C. V podhůří Krkonoš (Harrachov) průměrná teplota klesá k 5°C a se zvyšující se nadmořskou výškou se pochopitelně snižuje dále. Nejchladnější oblastí kraje jsou rašeliniště v okolí Jizerky s pravidelně se vyskytujícími extrémními mrazy (Culek et al. 2013).

Zajímavé mikroklimatické podmínky lze pozorovat na jihu kraje. V oblasti Hruboskalska vznikají velké teplotní rozdíly vlivem pískovcových kaňonů, na jejichž dně se drží po celý rok nízké teploty, podmiňující výskyt charakteristické flóry. V oblasti sopečných vrcholů Českého středohoří a Ralské pahorkatiny se vyskytuje teplé topoklima jihozápadních svahů, vytvářející příhodné podmínky pro růst xerothermních druhů vegetace (Culek et al. 2013).

## 5. Metodika a data

### 5.1 Použitá data

Tato část obsahuje výčet a charakteristiky použitých mapových podkladů a satelitních snímků. Vrstva mapování biotopů České republiky posloužila jako soubor informací, získaných *in situ*, které byly dále srovnávány s informacemi, získanými ze satelitních snímků družic soustavy Sentinel. Pro stratifikovanou klasifikaci biotopů dle nadmořské výšky posloužil digitální model reliéfu Libereckého kraje (dmr5g).

#### 5.1.1 Vrstva mapování biotopů

Vrstva mapování biotopů (dále VMB) byla na území ČR původně vytvářena s úmyslem nalezení vhodných biotopů pro soustavu chráněných území Evropské Unie NATURA 2000. První verze VMB vznikala mezi lety 1999 - 2005. Prvotní smysl VMB se v průběhu let stal jen jedním z několika způsobů využití těchto dat. V současné době je VMB široce využívána orgány ochrany přírody. S ohledem na kvalitu dat a rozsah zpracovaného území, kdy je pokryto takřka celé území ČR, se dá tento podklad využívat pro environmentální analýzy jak v lokálním, tak v regionálním, popř. i celostátním měřítku. Tyto analýzy pak mohou dále posloužit jako podklad pro plánování a aplikaci opatření pro ochranu přírody nejen v NATURA 2000, ale i mimo ni. Rozsah a kvalita dat jsou v rámci EU ojedinělé a díky průběžné aktualizaci mapovaných biotopů je zachován přehled o aktuálním stavu lokalit (Härtel et al. 2009).

Mapování biotopů bylo rozděleno do dvou kategorií. První, podrobné mapování, bylo prováděno v lokalitách s očekávaným výskytem přírodních biotopů. Zbytek ČR byl zmapován metodou kontextového mapování. Od roku 2007 probíhala aktualizace ve 12-letém cyklu, během kterého byly postupně aktualizovány již zmapované okrsky (Härtel et al. 2009). V rámci zkoumaného území bylo zaktualizováno přibližně 81 % segmentů (nejmenších mapovacích jednotek), pokrytých během prvního mapování.

Datový soubor ve formátu shapefile poskytuje AOPK ČR zdarma pro všechny registrované zájemce (AOPK ČR ©2020). Součástí vrstvy je atributová tabulka obsahující kategorizaci vegetace každého segmentu dle Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al. 2010), data, kdy byl segment zmapován a kdy byla provedena aktualizace, či číslo mapového okrsku. V podrobnější přídružené tabulce jsou všechny tzv. mozaikové segmenty rozčleněny na jednotlivé typy biotopů, vč. jejich procentuálního zastoupení v mozaice. Tato tabulka dále obsahuje informace o ekologické kvalitě

každého segmentu, hodnotí případné změny segmentů po provedení aktualizace a celou řadu dalších ekologických kritérií. Data poskytuje AOPK dle krajů, či NP a CHKO. Pro tuto práci byla stažena VMB pro Liberecký kraj.

### 5.1.2 Digitální model reliéfu

Data pro Liberecký kraj poskytla Katedra prostorových věd FŽP ČZU. Zemský povrch je v tomto modelu reliéfu ČR 5. generace zobrazen pomocí diskretních bodů v nepravidelné trojúhelníkové síti (TIN). Každý bod nese informaci o prostorovém umístění a nadmořské výšce. Střední chyba nadmořské výšky je rovna 0,3 m v zalesněném terénu a 0,18 m v ostatním terénu. Informace o nadmořské výšce byla získána metodou leteckého laserového skenování. Tato generace DMR byla dokončena v červnu 2016 (ČÚZK ©2010).

### 5.1.3 Sentinel-2



Obr. 4: družice Sentinel-2 (ESA ©2000 - 2021)

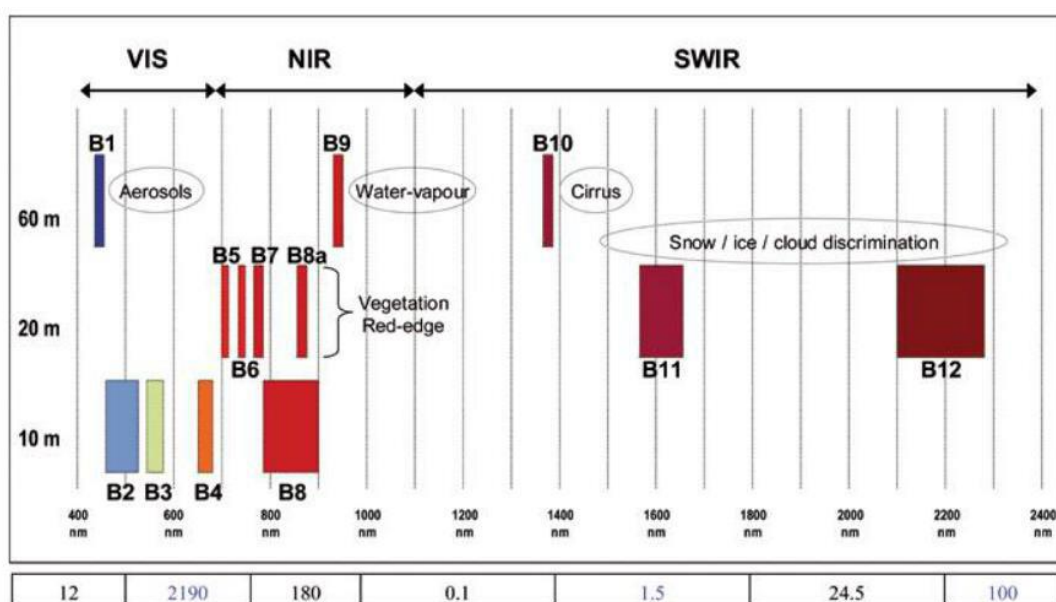
Jako zdroj dat z dálkového průzkumu země byly vybrány snímky družic Sentinel-2. Snímky jsou volně dostupné veřejnosti na portálu Evropské vesmírné agentury.

Tato mise sestává ze dvou protilehlých družic se stejnou oběžnou dráhou. Perioda snímkování je 5 dní na rovníku, resp. 2-3 dny ve středních zeměpisných šířkách. Šířka záběru je 290 km. Družice pokrývají oblast od 84° severní šířky po 56° jižní šířky. (ESA ©2000 - 2021)

Výstupem jsou multispektrální snímky pořízené senzorem MSI, zahrnující 13 spektrálních pásem v rozsahu vlnové délky od 443 do 2190nm. Prostorové rozlišení

je v závislosti na daném spektrálním pásmu 10, 20 nebo 60m. První z dvojice satelitů (2A) byl vypuštěn na oběžnou dráhu v červnu 2015, následován druhým (2B) v březnu 2017. Míse svým cílem navazuje na družice LANDSAT a SPOT. Hlavním úkolem je zaznamenávání změn krajinného pokryvu v čase. SENTINEL 2 je vůbec první misí v historii, jež poskytuje data, zahrnující spektrální pásma v oblasti červeného okraje viditelného spektra. Díky tomu vzniká příležitost pro lepší monitoring stavu vegetace, klasifikaci lesního porostu, výpočet řady indexů týkajících se složení vegetace aj. Dalšími oblastmi, kde mohou tato data nalézt využití je např. krizové řízení, geomarketing a další. (ESA ©2000 - 2021)

Pro výpočty vegetačních indexů byl použit multispektrální snímek z 21. srpna 2020. Snímek pořídila druhá ze soustavy družic, Sentinel-2B. Senzor družice pokrývá jedním kanálem pouze část (zhruba polovinu) Libereckého kraje. Pro kompletní analýzu tedy byly nutné dva sousedící snímky. Procentuální podíl oblačnosti byl u zvolených snímků 8%, resp. 11%. Úroveň zpracování staženého produktu je 2A. Produkty na úrovni 2A jsou ortorektifikovaná Bottom-of-atmosphere data obsahující atmosférickou korekci. Pro prostorové vymezení snímků je použit systém rovinných souřadnic WGS84 UTM 33 North (ESA ©2000 - 2021).



Obr. 5: Přehled spektrálních pásem družice Sentinel-2. Zkratka VIS značí oblast viditelného spektra, NIR je oblast blízkého infračerveného záření a SWIR vymezuje oblast krátkovlnného infračerveného záření. V této práci byla využita pásma B4 (červené pásmo) a B8 (NIR) (ESA ©2000 - 2021).

## 5.2 Metodika

### 5.2.1 Předzpracování družicových snímků

Pro předzpracování satelitních snímků byl použit volně dostupný software Evropské kosmické agentury SNAP (Sentinel Application Platform) verze 8.0 (ESA ©2000 - 2021). Toolbox Sentinel-2 poskytuje řadu nástrojů pro práci s multispektrálními snímky. V rámci BP byl z obou použitých snímků z 21. srpna 2020 vypočítán NDVI pomocí funkce NDVI Processor. Rozlišení pixelů použitých pásem B4 a B8 je rovno 10 metrům. Získaný index byl uložen ve formátu GeoTiff pro další práci v R a ArcGIS.

### 5.2.2 Explorační analýza

Pro zpracování dat z VMB byl použit program ArcGIS Desktop, verze 10.7.1. (ESRI Inc. ©1995 - 2020).

Při prvotní explorační analýze VMB a srovnání nemapovaných segmentů se segmenty řady X na podkladu ortofoto mapy bylo zjištěno, že s výjimkou větších sídel se od sebe tyto dvě skupiny opticky příliš neliší. Pro účely práce se tak vycházelo z předpokladu, že při vynechání větších sídel v Libereckém kraji bude spektrální variabilita nemapovaných a X segmentů podobná. Na základě toho byla VMB oříznuta podle vrstvy Sídla z volně dostupné datové sady ArcČR® 500, obsahující území všech sídel nad 5000 obyvatel v měřítku 1:500 000.

Dále následovala explorační analýza, jejímž výstupem byly sumarizační tabulky jednotlivých formačních skupin a kategorií biotopů dle (Chytrý et al. 2010). Sumarizace proběhla jednak stratifikovaně, dle nadmořské výšky a také pro celý Liberecký kraj. Území bylo vertikálně rozčleněno na 7 tříd s gradientem nadmořské výšky 100 metrů a poslední, osmá třída zahrnovala oblasti v rozsahu 1000 - 1435 m.n.m. VMB byla stratifikována pomocí funkce Clip z toolboxu Analysis. Pro ořez byl použit reklasifikovaný digitální model reliéfu Libereckého kraje dmr5g, převedený pro účely další práce na polygony funkcí Raster to polygon.

Z explorační analýzy bylo zjištěno, že v Libereckém kraji dominují biotopy řady X, které pokrývají 44 % jeho plochy. Nemapované části kraje, vyznačující se vysokou průměrnou rozlohou segmentů (0,72 km<sup>2</sup>) zabírají necelých 23% zájmové oblasti. Z přírodních biotopů dosahují nejvyššího zastoupení biotopy Lesní formační skupiny (L), a to přibližně 14 %. Formační skupina Sekundární trávníky a vřesoviště (T) se vyskytuje na 7,5 % území. Ostatní formační skupiny jsou zastoupeny méně než 1 %, nejvýznamněji se vyskytuje Alpínské bezlesí (A) a Skály, sutě a jeskyně (S). Mozaikovitě

segmenty, obsahující soubor biotopů, náležící do různých formačních skupin či jejich podjednotek pokrývají téměř 10 % rozlohy kraje. Z toho jednu čtvrtinu tvoří mozaiky složené čistě z biotopů skupiny X, tedy asi 2,4 % kraje. 1/3 mozaik se skládá pouze z přírodních biotopů (tj. 3,1 % kraje). Zbytek mozaik připadá na směs přírodních a nepřírodních biotopů. Z dalších analýz byly tyto poslední zmíněné mozaiky vynechány.

Sumarizace VMB pro celý Liberecký kraj				
NÁZEV SKUPINY	ZKRATKA	Počet polygonů	Plocha (m <sup>2</sup> )	STD plochy polygonu (m <sup>2</sup> )
Nemapováno	-1	972	700 653 999	2 285 296
Alpínské bezlesí	A	69	1 018 983	43 516
Křoviny	K	2 026	5 615 516	4 751
Lesy	L	26 194	459 942 552	40 168
Mokřady a pobřežní vegetace	M	910	5 173 155	10 612
Mozaika	moz.	14 133	305 530 349	70 850
Prameniště a rašeliniště	R	1 006	2 569 730	6 135
Skály, sutě a jeskyně	S	918	1 181 422	2 770
Sekundární trávníky a vřesoviště	T	17 672	231 347 622	27 191
Vodní toky a nádrže	V	835	14 219 705	106 689
Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem	X	47 995	1 371 833 279	106 614

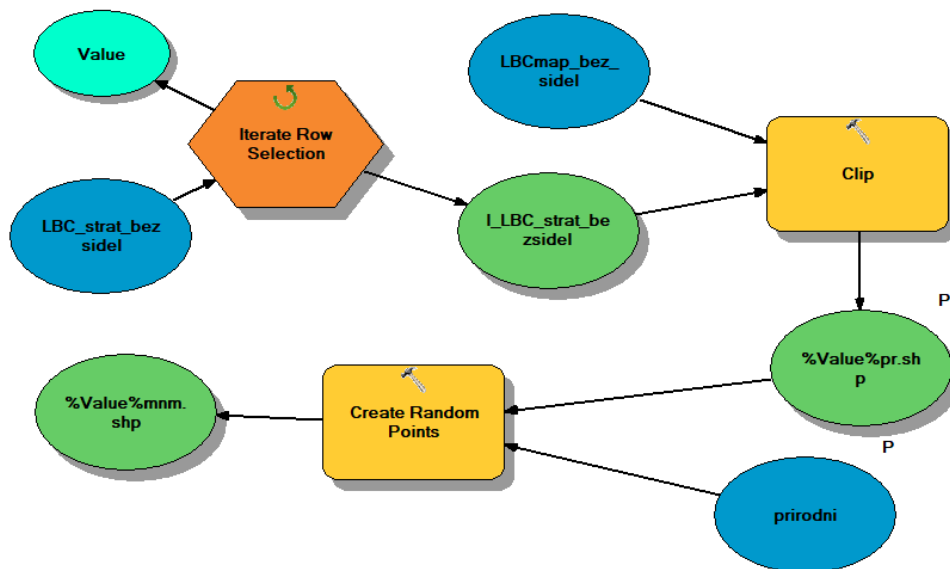
Tab. 1: Zastoupení formačních skupin biotopů v rámci zkoumaného území, jejich celková rozloha a směrodatná odchylka velikosti jednotlivých polygonů. Názvy formačních skupin dle (Chytrý et al. 2010).

V nižších polohách kraje (do 600 m.n.m.) je distribuce biotopů velmi podobná té celkové. To je dáno i tím, že tato část tvoří více než 3/4 celé rozlohy. Jedinou výraznější odchylkou je větší zastoupení Vodních toků a nádrží (V). Od 600 m.n.m. výš klesá podíl nemapovaných segmentů a stoupá podíl skupin L a T. Od 600 do 800 m.n.m. je rovněž nadprůměrný podíl biotopů silně ovlivněných člověkem (skupina X - přes 50 %). Nad 800 m.n.m. již dominuje skupina L s 38% podílem, roste rovněž podíl

mozaik (21 %) a naopak klesá podíl Sekundárních trávníků a vřesovišť. Od 900 metrů výše zcela chybí Mokřady a pobřežní vegetace (M) a Křoviny (K), naopak se logicky začíná objevovat Alpínské bezlesí (A), pokrývající nad 1000 m.n.m. 2,5 % plochy.

### **5.2.3 Sady náhodných bodů**

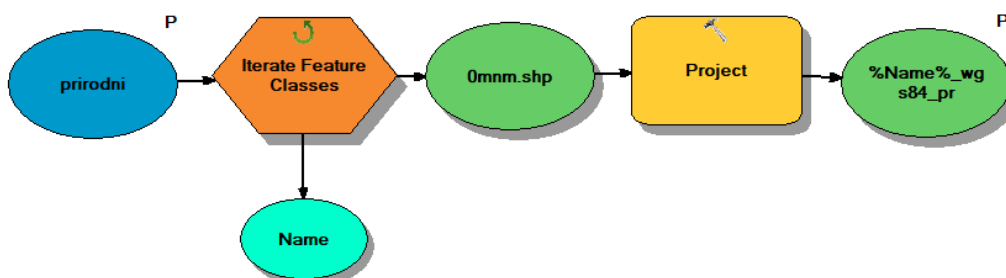
V další fázi byly vytvořeny dva stratifikované soubory náhodných bodů v rámci celého kraje. Jeden soubor bodů náležel do oblasti přírodě blízkých biotopů (včetně čistě přírodních mozaik), druhý pak do biotopů skupiny X (včetně čistě nepřirodních mozaik) a nemapovaných oblastí. Tato druhá kategorie bude pro lepší přehlednost dále nazývána souhrnně „nepřirodní biotopy“. V rámci každé z 9 tříd nadmořské výšky byly vygenerovány náhodné body (funkce Create random points z toolboxu Data Management) v počtu jednoho sta pro obě výše popsané kategorie. Minimální vzdálenost dvou bodů byla stanovena na 180 metrů. Vzhledem ke stanovené minimální vzdálenosti bodů by nebylo u tříd s nadmořskou výškou >1000m možné vygenerovat stanovené množství bodů. Právě z tohoto důvodu byly tyto třídy již dříve spojeny do jedné s rozsahem nadmořské výšky 1000 - 1435 m.n.m. Pro doplňkové porovnání spektrální variability nemapovaných oblastí a biotopů skupiny X byly obdobným postupem v rámci celého zkoumaného území vygenerovány dva soubory o 100 náhodných bodech, jeden v nemapovaných oblastech a druhý pro skupinu X.



Obr. 6: Model generování stratifikovaných sad náhodných bodů v přírodních a nepřírodních biotopech. Vstupní vrstva obsahovala 9 polygonů dle dříve zvolených intervalů nadmořské výšky. Pomocí iterátoru Row Selection byl postupně každý z polygonů vybrán v atributové tabulce a posloužil jako vstupní vrstva (zeleně) pro funkci Clip. Ořezovou vrstvou byla VMB (modře). V její atributové tabulce byly pro první sadu bodů vybrány přírodní biotopy, a následně pro druhou sadu biotopy nepřírodní. Získané polygony prostorově vymezují přírodní, resp. nepřírodní biotopy dle třídy nadmořské výšky, ve které se nacházejí. Tyto polygony (zeleně) pak byly vstupní vrstvou pro funkci Create Random Points. Výsledkem byly dvě sady po 100 náhodných bodů v každé třídě nadmořské výšky.

Pro celou zkoumanou oblast (bez stratifikace) pak byly vytvořeny sady padesáti náhodných bodů, reprezentující každou z formačních skupin přírodních biotopů (A, K, L, M, R, S, T, V) pro vzájemné porovnání jejich spektrální variability.

Dále byly body, získané výše uvedeným postupem převedeny funkcí Project ze souřadnicového systému S\_JTSK do WGS 1984 UTM 33 N, který je použit ve snímcích ze Sentinel-2.



Obr. 7: Shapefiley náhodných bodů ve vstupní složce byly iterovány a následně převedeny funkcí Project do WGS-84 UTM 33 N. Vstupní složka (modře) odpovídala sadě bodů, náležících do stejné kategorie (např. přírodní biotopy).



#### 5.2.4 Úpravy NDVI a výpočty krajinných metrik

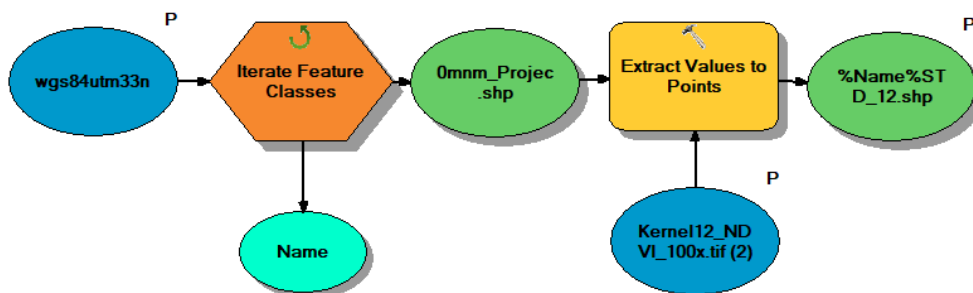
Rastry NDVI z obou snímků byly v ArcGIS spojeny pomocí funkce Mosaic to a new raster z toolboxu Data management. Výsledná mozaika byla oříznuta podle vrstvy Libereckého kraje z datové sady ArcČR® 500.

Dále byl vypočten rastr směrodatných odchylek hodnot NDVI, s parametrem Neighborhood settings 3x3, 9x9, resp. 12x12 buněk rastru (funkce Focal statistics, toolbox Spatial Analyst, velikost buňky = 10 metrů). Hodnota směrodatné odchylky pro daný pixel tak byla počítána ze souboru hodnot NDVI okolních pixelů. Rozsah tohoto okolí definuje právě parametr Neighborhood settings.

Před výpočtem Shannonova indexu musely být hodnoty NDVI Libereckého kraje ještě vynásobeny 100 (funkce Raster calculator, toolbox Spatial Analyst). Při výpočtu Shannonova indexu je nutné počítat pouze s celými čísly. To vyplývá z ekologického využití této metriky, kdy vstupní hodnoty jsou zpravidla četnosti jednotlivých druhů v zájmové lokalitě (Hurlbert 1971). Při škále NDVI od -1 do 1 by tak vznikl velmi homogenní rastr.

Shannonův index byl počítán v programu R (verze 3.6.1.) funkcí Shannon z balíčku rasterdiv (Rocchini et al. 2021b). I po změně škály vstupního NDVI na interval (-100; 100) měl rastr Shannonova indexu velmi malý rozptyl hodnot, proto bylo rozhodnuto o reklasifikaci NDVI v ArcGIS na rastr o 10 třídách, metodou geometrical intervals (funkce Reclassify). Reklasifikované NDVI se ukázalo jako vhodnější alternativa. Za parametr „window“ funkce Shannon v rasterdivu byly dosazeny hodnoty 3, 9, resp. 12 pixelů. Tři výsledné Shannonovy indexy tak měly rozdílnou velikost čtverce (moving window), tedy nejmenší jednotky plochy pro kterou byla hodnota indexu počítána. Velikost strany moving window byla 30, 90, resp. 120 metrů, což koresponduje se škálou rastrů STD NDVI. Parametry moving window z funkce Shannon a Neighborhood settings tedy plní v podstatě stejný účel. Pro zjednodušení bude škála obou metrik dále označována jako moving window.

Hodnoty rastrů směrodatných odchylek NDVI a Shannonova indexu byly následně načteny do dříve vygenerovaných náhodných bodů funkcí Extract values to points z toolboxu Spatial Analyst.



Obr. 8: Extrakce hodnot rastru do vygenerovaných bodů. Iterátorem Feature Classes byly ze zvolené složky postupně vybrány shapefilly náhodných bodů ve WGS 84 a poté do nich byly funkcí Extract Values to points načteny hodnoty rastrů použitých metrik (modře).

### 5.2.5 Statistické testy

Srovnávací statistika spektrální variability vygenerovaných bodů probíhala v programu R, verze 3.6.1. Do programu byly načteny shapefilly náhodných bodů dle typu a škály použité metricky s využitím balíčku *sp*. Všechny výpočty byly následně provedeny pro každou metriku zvlášť.

Po provedení explorační analýzy dat pomocí histogramů a Shapirových testů bylo zjištěno, že zhruba 90 % sad náhodných bodů nemá normální rozdělení. Po logaritmické transformaci dat funkcí *log1p* se proporce sad s normálním rozdělením výrazně nezměnila. S ohledem na zjištěné skutečnosti byl pro srovnávací statistiku bodových hodnot vybrán dvouvýběrový Wilcoxonův test, který srovnává dva nezávislé náhodné výběry ze spojitého rozdělení. Test porovnává rozdělení obou výběrů. Za platnosti nulové hypotézy jsou rozdělení stejná (Hollander et al., 2013).

Nejprve byl proveden srovnávací test hodnot spektrální variability skupiny X proti hodnotám z nemapovaných oblastí. Dále byly srovnávány sady bodů z přírodních a nepřírodních biotopů, tj. pro každou z 9 tříd nadmořské výšky byl proveden jeden test. Poté byly bodové hodnoty ze všech tříd spojeny do jednoho souboru a otestovány hodnoty přírodních a nepřírodních biotopů v celé oblasti. Na závěr byla otestována shodnost rozdělení hodnot bodů, náležících do 8 formačních skupin přírodě blízkých biotopů. Skupiny byly porovnány mezi sebou, každá s každou. V této fázi bylo tedy provedeno 28 testů.

V případě, že p-hodnota v testu dosáhla hladiny pravděpodobnosti menší než 0.05, byl proveden test s jednostrannou hypotézou „less“, potažmo „greater“. Tím bylo

prověřeno, zda jsou u signifikantních výsledků hodnoty spektrální variability prvního výběru nižší či vyšší než druhého z testovaných výběrů. Pro ilustraci je uveden příklad skriptu testu s jednostrannou alternativou.

```
wilcox.test(A, K, alternative = "two.sided")
```

```
# p-hodnota = 6.62E-08
```

```
wilcox.test(A, K, alternative = "less")
```

```
#p-hodnota = 3.31E-08
```

V tomto případě byly testovány sady náhodných bodů ze skupin přírodních biotopů A (Alpínské bezlesí) a K (Křoviny) - dle Chytrého et al. (2010). Při testování jednostranné alternativy záleží na pořadí výběrů, ve kterém jsou zapsány ve skriptu. Nulová hypotéza se vztahuje k prvnímu zapsanému výběru, tj. signifikantní p-hodnota levostranné varianty zde značí, že spektrální variabilita náhodných bodů skupiny A je nižší, než u skupiny K.

Tento postup byl postupně opakován pro všechna tři měřítka (30x30, 90x90 a 120x120 metrů) obou použitých metrik (STD NDVI a Shannon Index). Wilcoxonovým testem bylo prověřeno dohromady 240 hypotéz.

Pro lepší znázornění závislosti hodnot směrodatných odchylek NDVI na parametru moving window a formační skupině biotopů byl v programu R vytvořen zobecněný lineární model. Nejdříve byly hodnoty pro každou z přírodních skupin ze všech tří rastrů STD NDVI načteny do jednoho datového rámce (celkem se jednalo o 1200 hodnot). Data odpovídala gamma rozdělení, byla tedy použit model Gamma regrese (funkce glm, parametr family = „Gamma“).

## 6. Výsledky

Na výsledky statistického srovnávání hodnot spektrální variability je možno nahlížet z více pohledů. Pro tuto práci je zásadní ekologický aspekt hodnot, tedy zda jsou statisticky testovány pouze nepřirodní oblasti mezi sebou, či biotopy nepřirodní a přírodě blízké, či zda se jedná o meziskupinové srovnání pouze přírodě blízkých biotopů. Dalšími proměnnými, které mohly mít vliv na výsledky testů, byly použité metriky (STD NDVI a Shannonův index) a velikost oblasti (měřítko), pro kterou byla každá hodnota v rastru počítána (parametr moving window).

### 6.1 Wilcoxonovy testy

<b>Wilcoxonův dvouvýběrový test s korekcí kontinuity - srovnání variability X biotopů a nemapovaných oblastí</b>					
H0: Spektrální variabilita (hodnoty metrik) se vzájemně neliší					
H0 pro jednostrannou alternativu: Spektrální variabilita X biotopů není vyšší ( <i>greater</i> )					
STD NDVI			Shannon index		
MW = 120 m	MW = 90 m	MW = 30 m	MW = 120 m	MW = 90 m	MW = 30 m
0.0925	0.4393	0.6752	0.1120	<i>0.0115</i>	<i>0.0173</i>

Tab. 2: *p*-hodnoty dvouvýběrových Wilcoxonových testů. Srovnávány byly náhodné bodové hodnoty spektrální variability X biotopů a nemapovaných oblastí (2x100 hodnot). Obě sady bodů byly rozmístěny náhodně v celé zkoumané oblasti. *P*-hodnoty testů jednostranné alternativy jsou značeny kurzívou. Zkratka MW značí moving window.

Z tab. 2 plyne, že náhodné výběry hodnot STD NDVI nepřirodních oblastí se od sebe významně nelišily, naproti tomu u obou menších měřítek Shannonova indexu již byly rozdíly patrné – spektrální variabilita skupiny X byla významně vyšší.

<b>Wilcoxonův dvouvýběrový test s korekcí kontinuity - srovnání variability přírodních a nepřírodních biotopů</b>						
H0: Spektrální variabilita (hodnoty metrik) <b>přírodních a nepřírodních</b> biotopů se vzájemně neliší						
H0 pro jednostrannou alternativu: Spektrální variabilita přírodních biotopů není <b>nižší (less)</b> , resp. <b>vyšší (greater)</b>						
nadmořská výška (m)	STD NDVI			Shannon index		
	MW = 120 m	MW = 90 m	MW = 30 m	MW = 120 m	MW = 90 m	MW = 30 m
210 - 300	0.5650	0.6398	0.6190	<i>0.0008</i>	<i>0.0009</i>	<i>0.0449</i>
300 - 400	0.8250	0.6294	0.8479	0.1300	0.1341	0.8956
400 - 500	<b>0.0053</b>	<b>0.0059</b>	<b>0.0125</b>	<b>0.0433</b>	<b>0.0490</b>	0.1068
500 - 600	<b>0.0333</b>	<b>0.0046</b>	<b>0.0005</b>	<b>0.0137</b>	<b>0.0036</b>	<b>0.0021</b>
600 - 700	0.9639	0.8594	0.4569	0.8941	0.8108	<b>0.0481</b>
700 - 800	0.2251	0.1818	0.7703	0.2418	0.1738	<b>0.0408</b>
800 - 900	<b>0.0394</b>	<b>0.0345</b>	0.2375	<b>0.0095</b>	<b>0.0114</b>	0.2411
900 - 1000	<b>0.0058</b>	<b>0.0065</b>	<b>0.0367</b>	<b>0.0087</b>	<b>0.0077</b>	<b>0.0047</b>
1000 - 1435	0.8522	0.7170	0.5930	0.7439	0.9783	0.6956
VŠE DOHROMADY	<b>0.0032</b>	<b>0.0034</b>	<b>2.25E-04</b>	<b>0.0013</b>	<b>9.54E-04</b>	<b>3.54E-05</b>

Tab. 3: *p*-hodnoty dvouvýběrových Wilcoxonových testů. Srovnávány byly náhodné bodové hodnoty spektrální variability přírodních a nepřírodních biotopů z 9 tříd nadmořské výšky (2x100 hodnot pro každou dvojici). V případě signifikantní *p*-hodnoty při testu oboustranné alternativy byla otestována i alternativa jednostranná. *P*-hodnoty testů s levostrannou alternativou jsou značeny tučně, pravostranná alt. je značena kurzívou. Zkratka MW značí moving window.

Z tab. 3 je patrné, že při sjednocení všech tříd do jedné sady a následném vzájemném otestování obou kategorií byla spektrální variabilita přírodních biotopů signifikantně nižší. Při testování jednotlivých tříd toto ovšem neplatí ve všech případech. Signifikantně nižších hodnot nabývaly přírodní biotopy v intervalech nadmořské výšky 400 - 600 a 800 - 1000 metrů. Výše uvedené platí pro obě použité metriky. V případě hodnot směrodatných odchylek NDVI nedocházelo k výrazným změnám *p*-hodnot v závislosti na škále (moving window) s výjimkou třídy 800 - 900 m.n.m. Při moving window o velikosti 30x30 metrů zde oproti větším MW nevycházela signifikantní *p*-hodnota. Poněkud odlišné hodnoty vycházely u Shannonova indexu v nadmořské výšce 210 - 300 metrů. Přírodní biotopy zde bez ohledu na velikost moving window vykazovaly signifikantně vyšší spektrální variabilitu. Zatímco na variabilitě směrodatných odchylek NDVI se efekt škály projevoval jen minimálně, v případě Shannonova indexu lze pozorovat změnu v *p*-hodnotách indexu s moving window o

velikosti 30x30 metrů. Pro třídu 300 - 400 m.n.m. se p-hodnota výrazně zvýšila, ve třídách 600 - 800 m.n.m. došlo naopak ke snížení až pod hranici 0.05. Při srovnání všech tříd dohromady byla největší síla testu u obou metrik shodně při moving window 30x30 m.

<b>Wilcoxonův dvouvýběrový test s korekcí kontinuity - srovnávání variability naturových biotopů vzájemně</b>								
H0: Spektrální variabilita (hodnoty metrik) skupin <b>přírodních</b> biotopů se vzájemně neliší								
H0 pro jednostrannou alternativu: Spektrální variabilita skupiny v řádku není <b>nižší (less)</b> , resp. <b>vyšší (greater)</b>								
Skupina	A	K	L	M	R	S	T	V
<b>A</b>		<b>6.32E-09</b>	0.6766	<b>6.79E-05</b>	<b>0.0026</b>	<b>3.43E-05</b>	<b>6.29E-06</b>	<b>6.74E-11</b>
<b>K</b>	0.2969		<b>1.61E-06</b>	<i>0.0409</i>	<i>0.0002</i>	0.9066	<i>0.0297</i>	<b>6.82E-04</b>
<b>L</b>	<b>0.0159</b>	<b>0.0060</b>		<b>0.0013</b>	<b>0.0245</b>	<b>0.0012</b>	<b>0.0004</b>	<b>1.84E-09</b>
<b>M</b>	0.6571	0.4670	<i>0.0354</i>		<i>0.0687</i>	0.7960	0.9149	<b>3.85E-05</b>
<b>R</b>	0.3063	0.8804	<i>0.0026</i>	0.5756		<b>0.0453</b>	<b>0.0391</b>	<b>3.40E-07</b>
<b>S</b>	<i>0.0054</i>	0.2643	<i>0.0004</i>	<i>0.0210</i>	0.1183		0.8067	<b>2.72E-05</b>
<b>T</b>	0.3690	0.8310	<i>0.0044</i>	0.6119	0.8987	<b>0.0444</b>		<b>1.07E-05</b>
<b>V</b>	0.1581	<b>0.0130</b>	0.5694	<b>0.0351</b>	<b>0.0157</b>	<b>0.0014</b>	<b>0.0168</b>	
Metrika	STD NDVI, MW = 120m				Shannon, MW = 90m			

Tab. 4: p-hodnoty dvouvýběrových Wilcoxonových testů. Srovnávány byly náhodné bodové hodnoty spektrální variability jednotlivých skupin přírodě blízkých biotopů (2x50 hodnot pro každou dvojici). V případě signifikantní p-hodnoty při testu oboustranné alternativy byla otestována i alternativa jednostranná. Příslušné H0 jsou vztaženy vždy ke skupině, uvedené v řádku. P-hodnoty testů s levostrannou alternativou jsou značeny tučně, pravostranná alt. je značena kurzívou. Pro zjednodušení bylo pro každou metriku vybráno měřítko s nejvíce konzistentními výsledky. Zkratka MW značí moving window.

Výsledky srovnávání formačních skupin přírodě blízkých biotopů jsou z hlediska metrik podstatně různorodější než v předchozím případě. V tab. 4 jsou uvedeny hodnoty pouze pro moving window 120x120 metrů (STD NDVI), resp. 90x90 metrů (Shannon index). Při testování různého měřítka jedné metriky bylo dosaženo podobných výsledků. S ohledem na tuto skutečnost bylo v tab. 4 vybráno to měřítko, ve kterém byly pozorované rozdíly nejmarkantnější.

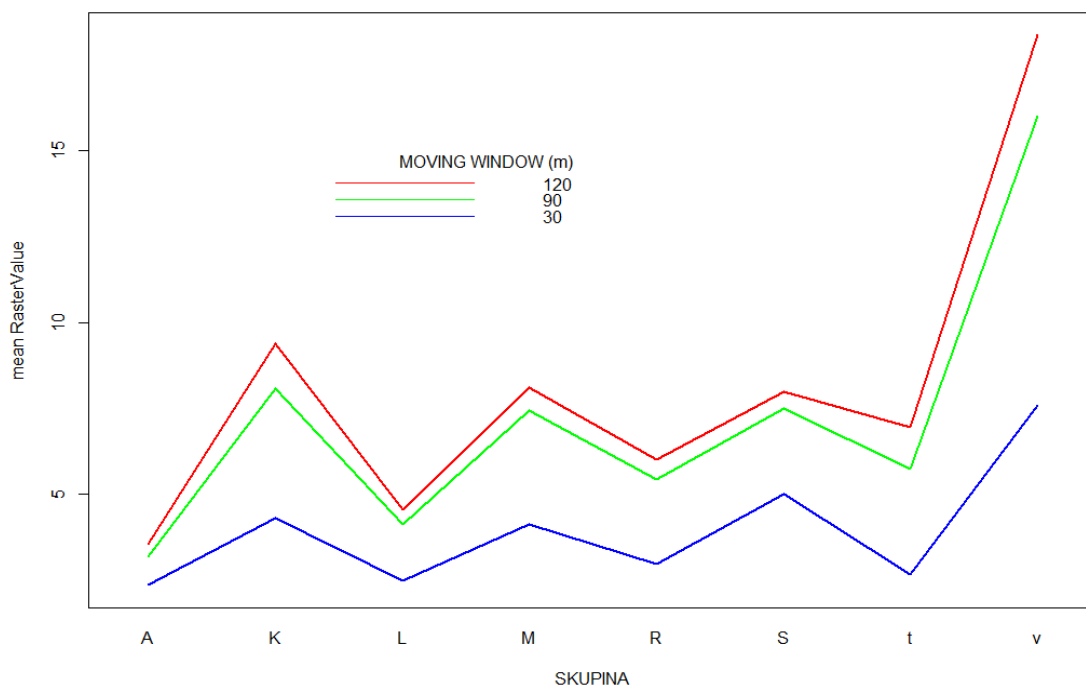
Z testů směrodatných odchylek NDVI vyplývá, že jednoznačně nejvyšších hodnot dosahují biotopy Vodních toků a nádrží (V). Tato skupina se signifikantně odlišovala od všech ostatních v rámci testované metriky, přičemž její hodnoty byly vždy vyšší. Vysokou variabilitu vykazovala i skupina Křovin (K), jejíž hodnoty se významně odlišovaly ve všech kombinacích, kromě skupiny S (Skály, sutě a jeskyně).

Skupiny M (Mokřady a pobřežní vegetace), S a T (Sekundární trávníky a vřesoviště) dosahovaly lehce nadprůměrných hodnot, přičemž mezi nimi vzájemně neexistovaly významné rozdíly. Nižší variabilitu vykazovala skupina R (Prameniště a rašeliniště), její hodnoty ale byly v daném měřítku významně odlišné ve všech sledovaných kombinacích. Skupiny A (Alpínské bezlesí) a L (Lesy) měly v průměru nejnižší hodnoty směrodatných odchylek NDVI. Významných p-hodnot, bylo dosaženo ve všech kombinacích kromě jejich vzájemné.

Testy Shannonova indexu ve srovnání se směrodatnými odchylkami NDVI nedosahovaly tak významných p-hodnot. Skupina V zde vykazovala diametrálně odlišné hodnoty, její spektrální variabilita, popsaná Shannonovým indexem byla oproti STD NDVI naopak nejnižší, společně s variabilitou skupiny L. Shannonův index Lesů se významně lišil ve všech testových kombinacích, kromě již zmíněné skupiny V. Nejvyšších hodnot indexu dosahovala skupina S, přičemž výrazně převyšovala skupiny A, L, M, T a V. Jiné signifikantní rozdíly pozorovány nebyly, tato metrika tak ve Wilcoxonových testech nedosáhla příliš přesvědčivých výsledků.

## 6.2 Zobecněný lineární model

Vzhledem k pozitivním výsledkům Wilcoxonových testů v případě směrodatných odchylek NDVI bylo přikročeno k vytvoření zobecněného lineárního modelu pro lepší znázornění meziskupinových rozdílů a získání přesnějších výsledků. Do modelu byly zahrnuty hodnoty všech skupin přírodních biotopů ze všech tří variant metriky. Závislou proměnnou byly hodnoty rastrů, vysvětlujícími proměnnými byly faktory Skupina (o 8 hladinách) a Moving window (o 3 hladinách). Konečný model nezahrnoval interakce mezi nezávislými proměnnými, neboť žádná z nich nedosahovala signifikantní p-hodnoty.

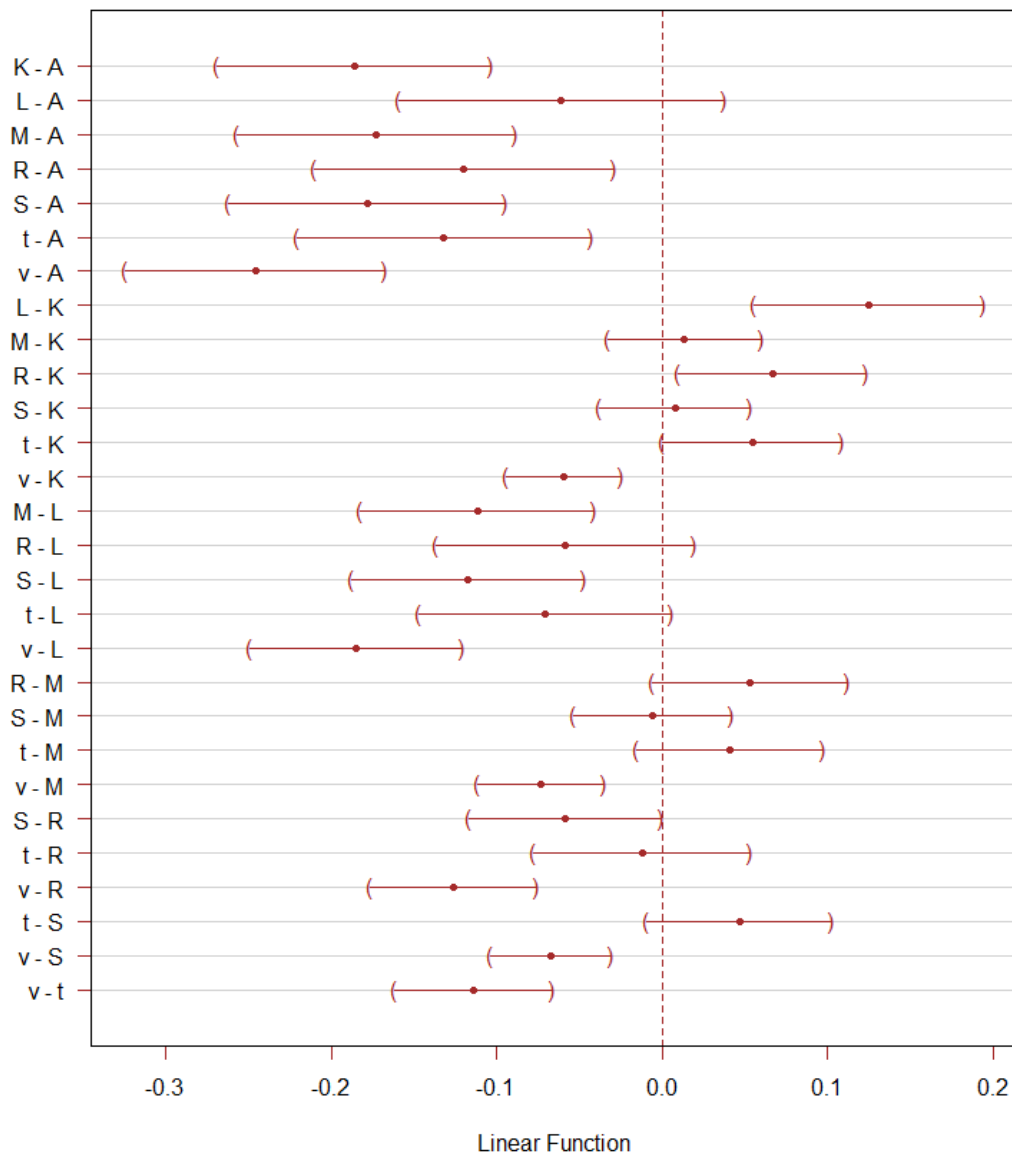


Obr. 9: Graf průměrných hodnot směrodatných odchylek NDVI (*mean RasterValue*), dle formačních skupin přírodě blízkých biotopů. Z grafu je patrné, že zdaleka nejvyšších průměrných hodnot STD dosahovaly biotopy V. Při zmenšení *moving window* významně narůstala variabilita S biotopů v poměru k ostatním skupinám. S ohledem na malou průměrnou rozlohu segmentů Skal, sutí a jeskyní, by se právě vhodnost podrobnějšího měřítka pro takto členité a nepřilíš rozsáhlé biotopy dala očekávat. Biotopy Vodních toků a nádrží a Křovin naopak se zmenšením *moving window* na variabilitě ztrácely.

Model vysvětlil 29 % celkové deviance, disperzní parametr byl roven 0.913. Výstupem z funkce Anova byl ověřen signifikantní vliv skupiny i velikosti *moving window* na hodnoty spektrální variability. Následně bylo provedeno Tukeyho mnohonásobné porovnání středních hodnot pro zjištění statisticky signifikantních rozdílů mezi jednotlivými skupinami. Tukeyho testem byly porovnány i rozdíly hodnot v závislosti na velikosti *moving window*.



### 95% family-wise confidence level

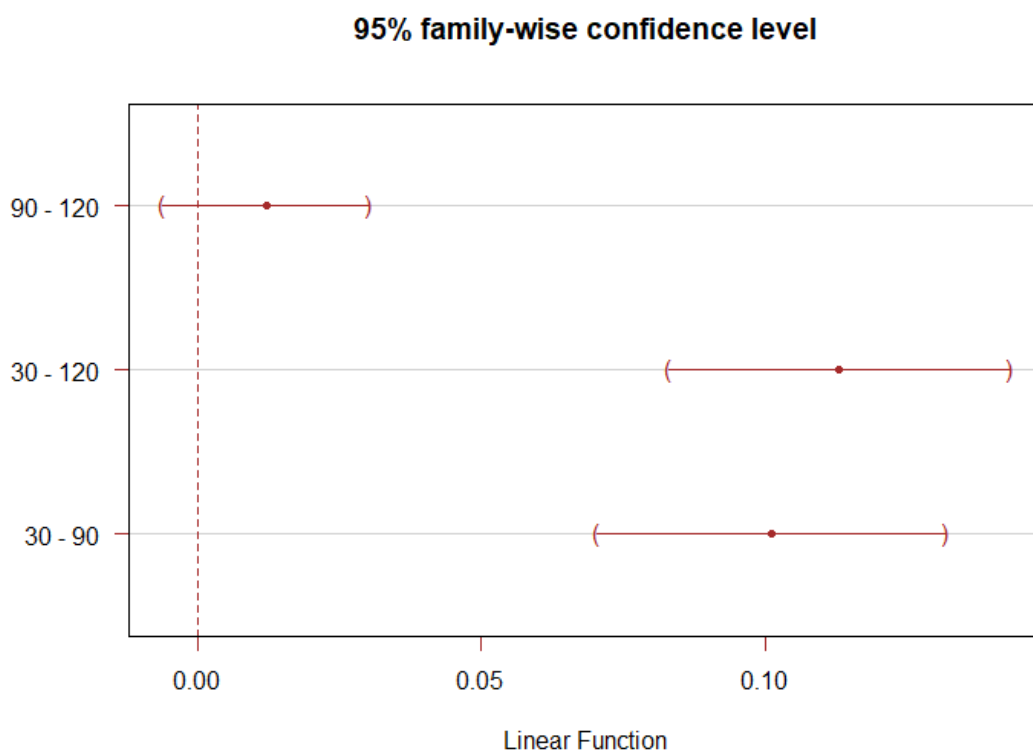


Obr. 10: Graf je výstupem z Tukeyho post-hoc testu, který srovnává modelem predikované střední hodnoty STD NDVI skupin. Znázorňuje 95% konfidenční intervaly rozdílů středních hodnot mezi jednotlivými formačními skupinami (95% family-wise confidence level). Významné p-hodnoty testu dosáhly dvojice, jejichž 95% konfidenční interval nezahrnuje nulovou hodnotu na ose x grafu. To vyplývá i z testované  $H_0$ : Rozdíl středních hodnot je roven 0. Konfidenční intervaly, ležící nalevo od svislé přerušované čáry, znázorňují vyšší střední hodnoty spektrální variability prvního z dvojice uvedené v příslušném řádku. Analogicky, konfidenční intervaly napravo od nulové hodnoty vyjadřují vyšší hodnoty druhého z členů testované dvojice.

Výsledné p-hodnoty Tukeyho testu rámcově odpovídají hodnotám Wilcoxonových testů. Při spojení dat ze všech použitých měřitek směrodatných odchylek došlo ke zpřesnění konfidenčních intervalů rozdílů středních hodnot. Vzájemně odlišitelných skupin biotopů sice oproti Wilcoxonovým testům mírně ubylo, nespornou výhodou je však větší spolehlivost modelu, jehož výsledky jsou zatíženy menší chybou.

V případě modelu, obsahujícího hodnoty jen z jedné varianty metriky, např. 120x120 metrů, byly konfidenční intervaly širší, tedy méně přesné. Zároveň oba modely odhalily stejné množství signifikantně rozdílných dvojic. Z toho důvodu bylo smysluplné spojení hodnot z rastrů o různé škále do jednoho datového rámce.

Výsledky Tukeyho testu, aplikovaného na hodnoty tří měřítek STD NDVI, korespondují s explorační analýzou dat na obr. 9. Signifikantně se odlišovala zejména nejmenší MW (30x30 m) od ostatních dvou. Mezi kategoriemi dvou větších MW významný rozdíl pozorován nebyl (viz obr. 11).



Obr. 11: Výstup z Tukeyho post-hoc testu, srovnávajícího střední hodnoty STD NDVI dle velikosti jejich moving window. Podrobnější popis viz obr. 10.

## 7. Diskuze

Výsledky práce ukazují, že hypotéza o spektrální variabilitě a s ní související metody mohou být účinným nástrojem při mapování a monitoringu biotopů, či při výzkumu jejich diverzity. Pomocí metrik, které kvantifikují míru spektrální variability, bylo možné v podmínkách zkoumaného území do určité míry vzájemně rozlišovat skupiny biotopů nebo jejich agregace.

Zásadním faktorem ovlivňujícím schopnost rozlišit skupiny biotopů byl typ použité metriky. Směrodatná odchylka NDVI se ukázala být pro tento účel vhodnější, než Shannonův index. Rozdělení dat STD NDVI bylo příznivější pro tvorbu zobecněného lineárního modelu. Rovněž v neparametrických testech přírodních skupin dosahovala tato metrika lepších výsledků. Při obecnějším porovnání přírodě blízkých a nepřírodních biotopů byly však výsledky testů u obou metrik srovnatelné.

Jedním z důvodů lepší výkonnosti STD NDVI může být spojitá povaha dat, ze kterých je metrika počítána (Levin et al. 2007). Původní informace o spektrální odrazivosti povrchu tak zůstává zachována a je využita pro popis míry vzájemné odlišnosti hodnot pomocí jejich směrodatné odchylky. Naopak Shannonův index ve výpočtu pracuje s diskrétními daty a s jejich relativní četností. Vytvoření umělých tříd z kontinuálního rastru tak vede k nevyhnutelné ztrátě původně dostupných informací (Palmer et al. 2002). Ani STD NDVI však nevyužívá plně potenciál výchozích dat z DPZ. Rocchini et al. (2021a) vyzdvihují potenciál Rao's Q indexu, jakožto metriky, beroucí v úvahu jak relativní četnosti hodnot, tak rozdíly mezi nimi. Vzhledem k dostupnému hardwaru, velkému rozsahu zkoumané oblasti a podrobnému měřítku hodnocení však v této práci nebylo i přes četné pokusy z výpočetního hlediska prakticky možné index získat.

Škála, v rámci níž byla konkrétní metrika počítána, měla dle očekávání vliv na hodnoty spektrální variability. Ty se podél gradientu škály zvyšovaly, podobně jako v (Rocchini et al. 2014). Zvolené velikosti moving window od 900m<sup>2</sup> do 1.4ha jsou v podobném rozsahu jako u většiny dosud publikovaných studií, zabývajících se spektrální heterogenitou krajiny (Oldeland et al. 2010; Rocchini et al. 2004; Schmidtlein et Fasnacht 2017). Oldeland et al. (2010) pozorovali, že se stoupající rozlohou testovací plochy se zvyšoval korelační koeficient druhové rozmanitosti a spektrální variability. Na základě toho by bylo možné očekávat podobný trend i v této práci, a sice že meziskupinové rozdíly spektrální variability biotopů se budou se vzrůstající rozlohou moving window zvyšovat. Z výsledků této práce však takový trend patrný

není, jinými slovy nelze jednoznačně určit, při jaké rozloze moving window od sebe byly jednotlivé skupiny nejlépe odlišitelné. V případě formační skupiny Skal, sutí a jeskyní s malou průměrnou rozlohou segmentů se potvrdil předpoklad, že podrobnější měřítko bude lépe zachycovat jejich skutečnou spektrální variabilitu a tím i pomůže k lepšímu odlišení od ostatních skupin.

Faktor nadmořské výšky měl taktéž vliv na statistické výsledky. Spektrální variabilita, vyjádřená směrodatnou odchylkou NDVI, u obou testovaných skupin (přírodní a nepřírodní biotopy) se vzrůstající nadmořskou výškou mírně klesala. To by mohlo být způsobeno tím, že v Libereckém kraji s nadmořskou výškou vzrůstá procentuální podíl lesních porostů (jak bylo zjištěno v explorační analýze dat). Jak se projevilo ve výsledcích, spektrální variabilita lesů je obecně nízká, bez ohledu na to, zda se daný porost řadí mezi přírodní biotopy (L) či do skupiny X. V případě Shannonova indexu hodnoty podél gradientu nadmořské výšky žádný trend nevykazovaly.

Při srovnávání všech náhodných bodových hodnot přírodě blízkých a nepřírodních biotopů z celého území dohromady byla variabilita přírodních biotopů významně nižší u obou metrik. V jednotlivých třídách nadmořské výšky toto platilo jen omezeně, významné p-hodnoty statistických testů STD NDVI vyšly u 4 z 9 tříd. Vliv zde mohl mít například větší počet náhodných bodů v lesních porostech, které se mohly vyskytnout jak v sadě přírodních, tak v sadě nepřírodních bodů. Za předpokladu, že spektrální variabilita hospodářských a přírodě blízkých lesů se příliš neliší, mohlo dojít k setření celkového rozdílu mezi danou dvojicí. Faktor škály se na výsledcích testů stratifikovaných sad významněji podepsal jen v případě Shannonova indexu s moving window 30x30 m. Hodnoty indexu zde sice byly nižší než u méně podrobného měřítka, nižší byl ale i jejich rozptyl, což v důsledku způsobilo lepší vzájemnou odlišitelnost obou kategorií.

Pro zlepšení schopnosti vzájemně odlišit přírodě blízké a nepřírodní biotopy by tak v dalších analýzách mohlo být vhodné ze sad náhodných bodů v nepřírodních biotopech vynechat kategorie X9 (Lesní porosty s nepůvodními dřevinami) a X12 (Nálety pionýrských dřevin).

Z hlediska družicových dat se snímky ze Sentinel-2 díky svému prostorovému a spektrálnímu rozlišení, periodě snímání 5 dní a volné dostupnosti ukázaly být vhodnou volbou. Další analýzy by bylo žádoucí rozšířit o snímky z více družic, jako např. LANDSAT 8, které ve své studii použili např. Madonsela et al. (2017) či Quickbird, jehož výhoda spočívá ve velkém prostorovém rozlišení (2.88 m), díky němuž je senzor schopen věrněji zachytit např. jednotlivé stromy v krajině (Rocchini

2007). Řada studií, porovnávající různé senzory z hlediska jejich využitelnosti při klasifikaci vegetace a odhadech biodiverzity, se shodla na tom, že důležitějším faktorem pro kvalitu analýzy je spíše spektrální než prostorové rozlišení (Nagendra et al. 2010; Stickler et Southworth 2008). Z tohoto důvodu by mohly hyperspektrální senzory jako např. HyMap představovat cenný zdroj dat pro další, rozšiřující výzkum. Jejich nevýhodou je ovšem značná cenová náročnost (Oldeland et al. 2010).

V této práci použité statistické metody by bylo v dalším výzkumu vhodné rozšířit o sofistikovanější postupy. Feilhauer et al. (2014) ve své studii úspěšně použili metodu Random Forest pro vytvoření map prostorové distribuce mokřadních biotopů. Tato metoda je založena na souboru klasifikačních a regresních modelů, jejichž výsledky jsou následně zprůměrovány a použity jako výstup celé analýzy. Výhodou Random Forests je, např. skutečnost, že není vyžadována nezávislost reziduí v jednotlivých modelech, navíc si metoda poradí s asymetrickým rozdělením vstupních hodnot a vysokým počtem vysvětlujících proměnných, jenž může i převyšovat velikost vzorku (Feilhauer et al. 2014).

Využití všech pásem snímku by bezesporu snížilo nevyhnutelnou ztrátu informace, k níž došlo výpočtem NDVI. Například aplikace Analýzy hlavních komponent by umožnila odstranění vzájemně korelovaných pásem za současné minimalizace ztráty hodnotných pásem (Rocchini 2007).

## 8. Závěr a přínos práce

V této práci byly srovnávány hodnoty spektrální variability biotopů Libereckého kraje. Jako vstupní data z DPZ byly použity dva sousedící snímky z družice Sentinel-2 z 21. srpna 2020. Výchozí metrikou pro další analýzy byl NDVI (Normalized difference vegetation index), jenž popisuje spektrální odrazivost povrchu s důrazem na vegetační pokryv. Z NDVI byly dále vypočteny metriky, znázorňující míru spektrální variability zkoumané oblasti (směrodatná odchylka NDVI a Shannonův index). Obě metriky byly vypočítány pro 3 různé velikosti moving window - 30x30, 90x90 a 120x120 metrů. Pro každou ze sledovaných skupin biotopů či jejich agregací byly vytvořeny náhodné výběry hodnot použitých metrik.

Spektrální variabilita biotopů byla srovnávána jednak na základě skutečnosti, zda se jednalo o nemapovanou oblast, či o lidskou činností ovlivněný biotop ze skupiny X. Druhý přístup srovnávání zohledňoval přírodě blízkou, a nepřírodní povahu daného segmentu. Nepřírodní biotopy byly v této práci definovány jako sdružené nemapované oblasti a biotopy skupiny X. Dalším hlediskem byla příslušnost segmentu ke konkrétní formační skupině přírodě blízkých biotopů.

Na úvod byla otestována spektrální variabilita nemapovaných oblastí a biotopů skupiny X. Wilcoxonovým testem byla porovnána rozdělení náhodných výběrů 100 hodnot z obou výše uvedených kategorií. V závislosti na metrice bylo dosaženo rozdílných výsledků. Zatímco hodnoty STD NDVI se od sebe významně nelišily, Shannonův index přisoudil u dvou menších variant moving window signifikantně vyšší variabilitu skupině X.

Další srovnávací soubor byl vytvořen stratifikovaně dle digitálního modelu reliéfu 5. generace (dmr5g). Model byl reklasifikován do 9 tříd. Prvních 8 tříd po sobě následovalo v intervalu 100 výškových metrů, poslední třída zahrnovala veškeré území nad 1000 m.n.m. s horní hranicí v nejvýše položeném bodě Libereckého kraje (1435 m.n.m.). V rámci každé třídy bylo Wilcoxonovým testem srovnáno 100 náhodně vybraných hodnot spektrální variability přírodě blízkých biotopů s hodnotami nepřírodních biotopů. Na závěr byly srovnány výběry náhodných hodnot ze všech tříd dohromady. Testy prokázaly významnou odlišnost pouze v některých třídách. Výsledky se mírně odlišovaly i v závislosti na testované metrice a její škále. Při celkovém srovnání napříč všemi třídami reliéfu však přírodní biotopy dosahovaly signifikantně nižší spektrální variability ve všech třech testovaných variantách obou metrik.

Poslední soubor zahrnoval sady 50 náhodných hodnot, náležících do každé z 8 formačních skupin přírodě blízkých biotopů. Skupiny byly srovnávány Wilcoxonovým testem, každá s každou. V případě obou metrik byly v testech zjištěny významné rozdíly mezi většinou skupin s mírně lepšími výsledky u STD NDVI. Z dat STD NDVI byl vytvořen zobecněný lineární model, který tyto rozdíly potvrdil a zároveň poukázal na zanedbatelný vliv škály metriky na výsledky statistických testů.

Smyslem této práce bylo rozšířit využití hypotézy o spektrální variabilitě na jiný aspekt výzkumu biodiverzity, než dosud upřednostňovanou diverzitu druhů. Výsledky prokázaly, že spektrální variabilita některých skupin biotopů se významně liší. Při správně zvoleném designu analýzy může spektrální variabilita vypovídat o vegetačním složení zkoumané lokality a tím i o kategorii biotopu, do které tato lokalita spadá. Dalším významným zjištěním byl značný vliv použité metriky na výsledky srovnávacích testů. Metrika, beroucí v úvahu rozdíly hodnot (STD NDVI) dosahovala lepších výsledků, než Shannonův index, který počítá pouze s relativní četností hodnotových kategorií. Škála metriky měla na výsledky navzdory očekávání malý vliv.

Další výzkum by se mohl soustředit na rozdíly ve spektrální variabilitě uvnitř formačních skupin biotopů, se zařazením sofistikovanějších metrik, jako je např. Rao's Q index. Dále by bylo vhodné analýzu aplikovat na jiné zájmové území, s odlišnými přírodními podmínkami či zařadit snímky z různých fenofází vegetace zkoumané oblasti.

## Přehled literatury a použitých zdrojů

### Odborné knihy, monografie

Anderson J. R., 1976: A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. US Government Printing Office, Washington, 28 s.

Balatka B. et Kalvoda J., 2006: Geomorfologické členění reliéfu Čech. Kartografie Praha, Praha, 79 s.

Culek M., Grulich V., Lastuvka Z. et Divíšek J. [eds.], 2013: Bioregiony České Republiky. Masarykova univerzita, Brno, 447 s.

Demek J. et Mackovčín P. [eds.], 2006: Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČR. AOPK ČR, Praha, 544 s.

Fox J., Rindfuss R. R., Walsh S. J. et Mishra V. 2003: People and the environment: Approaches for linking household and community surveys to remote sensing and GIS. Kluwer Academic Publishers, New York, 318 s.

Gates D. M., 1980: Biophysical Ecology. Springer, New York, 611 s.

Härtel H., Lončáková J. et Hošek M. [eds.], 2009: Mapování biotopů v České republice : východiska, výsledky, perspektivy. AOPK ČR, Praha, 125 s.

Hollander M., Wolfe D. A. et Chicken E., 2013: Nonparametric statistical methods. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, 848 s.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. et Lustyk V. [eds.], 2010: Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha, 445 s.

Lipský Z., 1998: Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Karolinum, Univerzita Karlova, Praha, 129 s.

Moser G. et Serpico S. B. 2011: Multitemporal region-based classification of high-resolution images by markov random fields and multiscale segmentation. IEEE, Vancouver, 15 s.

Turner M. G. 1987: Landscape Heterogeneity and Disturbance. Springer Verlag, New York, 240 s.

### Články v odborném periodiku

Achard F. et Estreguil C., 1995: Forest classification of Southeast Asia using NOAA AVHRR data. Remote Sensing of Environment 54: 198-208.

Bernath P., 2017: The atmospheric chemistry experiment (ACE). Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer 186: 3-16.

Beyer F., Jarmer T. et Siegmann B., 2015: Identification of Agricultural Crop Types in Northern Israel using Multitemporal RapidEye Data. Photogrammetrie Fernerkundung Geoinformation 1: 21-32.

Borre J. V., Paelinckx D., Múcher C. A., Kooistra L., Haest B., De Blust G. et Schmidt A. M., 2011: Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. Journal for Nature Conservation 19: 116-125.

Bounoua L., Collatz G. J., Los S. O., Sellers P. J., Dazlich D. A., Tucker C. J. et Randall D. A., 2000: Sensitivity of Climate to Changes in NDVI. Journal of Climate 13: 2277-2292.



- Bruzzone L., Marconcini M., Wegmuller U. et Wiesmann A., 2004: An advanced system for automatic classification of multitemporal SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 3: 1321 - 1334.
- Crippen R. E., 1990: Calculating the vegetation index faster. *Remote Sensing of Environment* 34: 71-73.
- Elvidge C. D., Baugh K. E., Kihn E. A., Kroehl H. W., Davis E. R. et Davis C. W., 1997: Relation between satellite observed visible-near infrared emissions, population, economic activity and electric power consumption. *International Journal of Remote Sensing* 18: 1373-1379.
- Feilhauer H., Dahlke C., Doktor D., Lausch A., Schmidtlein S., Schulz G. et Stenzel S., 2014: Mapping the local variability of Natura 2000 habitats with remote sensing. *Applied Vegetation Science* 17: 765-779.
- Foody G., 1996: Fuzzy modelling of vegetation from remotely sensed imagery. *Ecological modelling* 85: 3-12.
- Förster M., Frick A., Walentowski H. et Kleinschmit B., 2008: Approaches to utilising QuickBird data for the monitoring of NATURA 2000 habitats. *Community Ecology* 9: 155-168.
- Gislason P. O., Benediktsson J. A. et Sveinsson J. R., 2006: Random forests for land cover classification. *Pattern recognition letters* 27: 294-300.
- Goward S. N., Markham B., Dye D. G., Dulaney W. et Yang J., 1991: Normalized difference vegetation index measurements from the Advanced Very High Resolution Radiometer. *Remote Sensing of Environment* 35: 257-277.
- Gustafson E. J., 1998: Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Hall K., Reitalu T., Sykes M. T. et Prentice H. C., 2012: Spectral heterogeneity of QuickBird satellite data is related to fine-scale plant species spatial turnover in semi-natural grasslands. *Applied Vegetation Science* 15: 145-157.
- Hurlbert S. H., 1971: The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- Illera P., Fernández A. et Delgado J. A., 1996: Temporal evolution of the NDVI as an indicator of forest fire danger. *International Journal of Remote Sensing* 17: 1093-1105.
- Jelinski D. E. et Wu J., 1996: The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape ecology* 11: 129-140.
- Justice C. O., Townshend J. R. G., Holben B. N. et Tucker C. J., 1985: Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 6: 1271-1318.
- Keil P., Biesmeijer J. C., Barendregt A., Reemer M. et Kunin W. E., 2011: Biodiversity change is scale-dependent: an example from Dutch and UK hoverflies (Diptera, Syrphidae). *Ecography* 34: 392-401.
- Keil P., Pereira H. M., Cabral J. S., Chase J. M., May F., Martins I. S. et Winter M., 2018: Spatial scaling of extinction rates: Theory and data reveal nonlinearity and a major upscaling and downscaling challenge. *Global Ecology and Biogeography* 27: 2-13.
- Langley S. K., Cheshire H. M. et Humes K. S., 2001: A comparison of single date and multitemporal satellite image classifications in a semi-arid grassland. *Journal of Arid Environments* 49: 401-411.

- Levin N., Shmida A., Levanoni O., Tamari H. et Kark S., 2007: Predicting mountain plant richness and rarity from space using satellite-derived vegetation indices. *Diversity and Distributions* 13: 692-703.
- Li H. et Reynolds J., 1995: On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* 73: 280-284.
- Li H. et Wu J., 2004: Use and misuse of landscape indices. *Landscape ecology* 19: 389-399.
- Luque S., Pettorelli N., Vihervaara P. et Wegmann M., 2018: Improving biodiversity monitoring using satellite remote sensing to provide solutions towards the 2020 conservation targets. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 1784-1786.
- Madonsela S., Cho M. A., Ramoelo A. et Mutanga O., 2017: Remote sensing of species diversity using Landsat 8 spectral variables. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 133: 116-127.
- Nagendra H., Rocchini D., Ghate R., Sharma B. et Pareeth S., 2010: Assessing plant diversity in a dry tropical forest: Comparing the utility of Landsat and IKONOS satellite images. *Remote Sensing* 2: 478-496.
- Oindo B. O. et Skidmore A. K., 2002: Interannual variability of NDVI and species richness in Kenya. *International Journal of Remote Sensing* 23: 285-298.
- Oldeland J., Wesuls D., Rocchini D., Schmidt M. et Jurgens N., 2010: Does using species abundance data improve estimates of species diversity from remotely sensed spectral heterogeneity? *Ecological Indicators* 10: 390-396.
- Palmer M. W., Earls P. G., Hoagland B. W., White P. S. et Wohlgemuth T., 2002: Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics* 13: 121-137.
- Parviainen M., Zimmermann N. E., Heikkinen R. K. et Luoto M., 2013: Using unclassified continuous remote sensing data to improve distribution models of red-listed plant species. *Biodiversity and conservation* 22: 1731-1754.
- Raimond K., 2015: A review on availability of remote sensing data. *IEEE* 1: 150-155.
- Rocchini D., 2007: Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem  $\alpha$ -diversity by satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 111: 423-434.
- Rocchini D., Balkenhol N., Carter G., Foody G., Gillespie T., He K., Kark S., Levin N., Lucas K., Luoto M., Nagendra H., Oldeland J., Ricotta C., Southworth J. et Neteler M., 2010: Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity: Recent advances and open challenges. *Ecological Informatics* 5: 318-329.
- Rocchini D., Dadalt L., Delucchi L., Neteler M. et Palmer M., 2014: Disentangling the role of remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy for North American plant species richness. *Community Ecology* 15: 37-43.
- Rocchini D., Chiarucci A. et Loiselle S. A., 2004: Testing the spectral variation hypothesis by using satellite multispectral images. *Acta Oecologica* 26: 117-120.
- Rocchini D., Marcantonio M., Da Re D., Bacaro G., Feoli E., Foody G. M., Furrer R., Harrigan R. J., Kleijn D., Iannacito M., Lenoir J., Lin M., Malavasi M., Marchetto E., Meyer R. S., Moudry V., Schneider F. D., Šimová P., Thornhill A. H., Thouverai E., Vicario S., Wayne R. K. et Ricotta C., 2021a: From zero to infinity: Minimum to maximum diversity of the planet by spatio-parametric Rao's quadratic entropy. *Global Ecology and Biogeography*: Preprint.
- Rocchini D., Marcantonio M. et Ricotta C., 2017: Measuring Rao's Q diversity index from remote sensing: An open source solution. *Ecological Indicators* 72: 234-238.

- Rocchini D., Thouverai E., Marcantonio M., Iannacito M., Da Re D., Torresani M., Bacaro G., Bazzichetto M., Bernardi A., Foody G., Furrer R., Kleijn D., Larsen S., Lenoir J., Malavasi M., Marchetto E., Messori F., Montagni A., Moudrý V. et Wegmann M., 2021b: rasterdiv - an Information Theory tailored R package for measuring ecosystem heterogeneity from space: to the origin and back. *Methods in Ecology and Evolution*: Preprint.
- Rouse J., Haas R. H., Schell J. A. et Deering D., 1973: Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium 1*.
- Sha Z. et Yu M., 2008: Remote sensing imagery in vegetation mapping: A review. *Journal of Plant Ecology* 1: 9-23.
- Shade A., Dunn R. R., Blowes S. A., Keil P., Bohannan B. J., Herrmann M., Küsel K., Lennon J. T., Sanders N. J. et Storch D., 2018: Macroecology to unite all life, large and small. *Trends in ecology & evolution* 33: 731-744.
- Shannon C. E., 1948: A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- Schmidt J., Fassnacht F. E., Förster M. et Schmidtlein S., 2018: Synergetic use of Sentinel-1 and Sentinel-2 for assessments of heathland conservation status. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 4: 225-239.
- Schmidtlein S. et Fassnacht F. E., 2017: The spectral variability hypothesis does not hold across landscapes. *Remote Sensing of Environment* 192: 114-125.
- Singh R., Singh N. et Singh S., 2016: Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) Based Classification to Assess the Change in Land Use/Land Cover (LULC) in Lower Assam, India. *International Journal of Advanced Remote Sensing and GIS* 5: 1963-1970.
- Spanhove T., Borre J. V., Delalieux S., Haest B. et Paelinckx D., 2012: Can remote sensing estimate fine-scale quality indicators of natural habitats? *Ecological Indicators* 18: 403-412.
- Stenzel S., Feilhauer H., Mack B., Metz A. et Schmidtlein S., 2014: Remote sensing of scattered Natura 2000 habitats using a one-class classifier. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 33: 211-217.
- Stickler C. M. et Southworth J., 2008: Application of multi-scale spatial and spectral analysis for predicting primate occurrence and habitat associations in Kibale National Park, Uganda. *Remote Sensing of Environment* 112: 2170-2186.
- Šimová P. et Gdulová K., 2012: Landscape indices behavior: a review of scale effects. *Applied geography* 34: 385-394.
- Šimová P., Moudrý V., Komárek J., Hrach K. et Fortin M. J., 2019: Fine scale waterbody data improve prediction of waterbird occurrence despite coarse species data. *Ecography* 42: 511-520.
- Thapa S., Rudd J. C., Xue Q., Bhandari M., Reddy S. K., Jessup K. E., Liu S., Devkota R. N., Baker J. et Baker S., 2019: Use of NDVI for characterizing winter wheat response to water stress in a semi-arid environment. *Journal of Crop Improvement* 33: 633-648.
- Thomas W., 1997: A three-dimensional model for calculating reflection functions of inhomogeneous and orographically structured natural landscapes. *Remote Sensing of Environment* 59: 44-63.

Townshend J., Justice C., Li W., Gurney C. et Mcmanus J., 1991: Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities. *Remote Sensing of Environment* 35: 243-255.

Tuomisto H., 2010: A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia* 164: 853-860.

Turner M. G., 1989: Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.

Usman M., Liedl R., Shahid M. A. et Abbas A., 2015: Land use/land cover classification and its change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. *Journal of Geographical Sciences* 25: 1479-1506.

Wang K., Franklin S. E., Guo X. et Cattet M., 2010: Remote sensing of ecology, biodiversity and conservation: a review from the perspective of remote sensing specialists. *Sensors* 10: 9647-9667.

Wang L., Jia M., Yin D. et Tian J., 2019: A review of remote sensing for mangrove forests: 1956–2018. *Remote Sensing of Environment* 231: 111223.

Waser L., Stofer S., Schwartz M., Küchler M., Ivits E. et Scheidegger C., 2004: Prediction of biodiversity-regression of lichen species richness on remote sensing data. *Community Ecology* 5: 121-133.

Xue J. et Su B., 2017: Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of sensors* 2017:

Yuan F., Sawaya K. E., Loeffelholz B. C. et Bauer M. E., 2005: Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 98: 317-328.

Zhu L. et Tateishi R., 2006: Fusion of multisensor multitemporal satellite data for land cover mapping. *International Journal of Remote Sensing* 27: 903-918.

### **Internetové zdroje**

Evropský Parlament a Rada EU, 2017: Ochrana biologické rozmanitosti Evropy (Natura 2000) (online) [cit. 2021.01.25], dostupné z <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128076>>.

EEA, 2018: Natura 2000 Barometer (online) [cit. 2020.12.07], dostupné z <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer>>.

ESRI Inc., ©1995 - 2020: (online) dostupné z <<https://www.esri.com/en-us/home>>.

ESA, ©2000 - 2021: Sentinel-2 (online) [cit. 2020.12.10], dostupné z <<https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>>.

ČÚZK, ©2010: Digitální model reliéfu České republiky 5. generace (DMR 5G) (online) [cit. 2021.01.16], dostupné z <[https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(vbwnlzxeaxivdfbw2zasdeos\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=vyskopis&metadataID=CZ-CUZK-DMR5G-V&head\\_tab=sekce-02-gp&menu=302](https://geoportal.cuzk.cz/(S(vbwnlzxeaxivdfbw2zasdeos))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=vyskopis&metadataID=CZ-CUZK-DMR5G-V&head_tab=sekce-02-gp&menu=302)>.

Česká geologická služba, ©2018: Geologie Libereckého kraje (online) [cit. 2021.23.02], dostupné z <[http://www.geology.cz/extranet/popularizace/venkovni-expozice/expozice-jablonec/1\\_geologie-libereckeho-kraje.pdf](http://www.geology.cz/extranet/popularizace/venkovni-expozice/expozice-jablonec/1_geologie-libereckeho-kraje.pdf)>.

AOPK ČR, ©2020: Aktualizace základního mapování biotopů (online) [cit. 2021.02.19], dostupné z <<https://data.nature.cz/ds/21>>.

AOPK ČR, ©2021a: Přehled chráněných objektů v ČR (online) [cit. 2021.02.08], dostupné z <<https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/sumarizace/index.php?frame>>.

ČHMÚ, ©2021b: Územní srážky (online) [cit. 2021.02.23], dostupné z <<https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>>.

### **Legislativa**

Směrnice 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, v platném znění.

Směrnice 147/2009/ES, o ochraně volně žijících ptáků, v platném znění.

### **Bakalářské práce**

Roubalová M., 2017: Klasifikace vybraných vegetačních kategorií land cover v krkonošské tundře z dat Sentinel-2A s využitím časové řady dat. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha. 52 s. (bakalářská práce). "nepublikováno". Dep. Repozitář závěrečných prací UK.

# Seznamy

## Seznam obrázků

Obr. 1: Shannonova funkce (Shannon 1948) .....	9
Obr. 2: Vzorec pro výpočet NDVI (Gates 1980) .....	10
Obr. 3: Vzorec pro výpočet Rao's Q indexu (Rocchini et al. 2021b) .....	11
Obr. 4: družice Sentinel-2 (ESA ©2000 - 2021) .....	17
Obr. 5: Přehled spektrálních pásem družice Sentinel-2 (ESA ©2000 - 2021).....	18
Obr. 6: Model generování stratifikovaných sad náhodných bodů v přírodních a nepřírodních biotopech.....	22
Obr. 7: Převedení souřadnic náhodných bodů do WGS-84 UTM 33 N.....	22
Obr. 8: Extrakce hodnot rastru do vygenerovaných bodů.....	24
Obr. 9: Graf průměrných hodnot směrodatných odchylek NDVI (mean RasterValue), dle formačních skupin přírodě blízkých biotopů .....	30
Obr. 10: Výstup z Tukeyho post-hoc testu, který srovnává modelem predikované střední hodnoty STD NDVI skupin.. .....	31
Obr. 11: Výstup z Tukeyho post-hoc testu, srovnávajícího střední hodnoty STD NDVI dle velikosti moving window .....	32

## Seznam tabulek

Tab. 1: Zastoupení formačních skupin biotopů v rámci zkoumaného území, jejich celková rozloha a směrodatná odchylka velikosti jednotlivých polygonů. Názvy formačních skupin dle (Chytrý et al. 2010).....	20
Tab. 2: p-hodnoty dvouvýběrových Wilcoxonových testů. Srovnávány byly náhodné bodové hodnoty spektrální variability X biotopů a nemapovaných oblastí (2x100 hodnot).....	26
Tab. 3: p-hodnoty dvouvýběrových Wilcoxonových testů. Srovnávány byly náhodné bodové hodnoty spektrální variability přírodních a nepřírodních biotopů z 9 tříd nadmořské výšky (2x100 hodnot pro každou dvojici).....	27

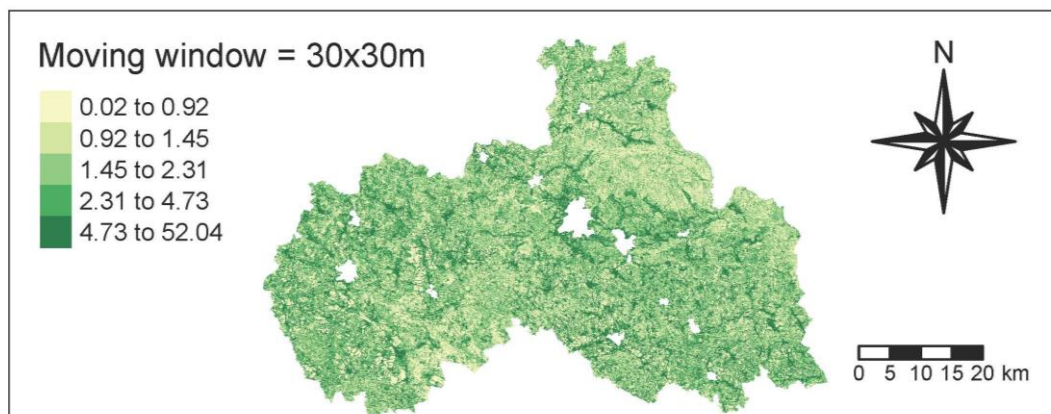
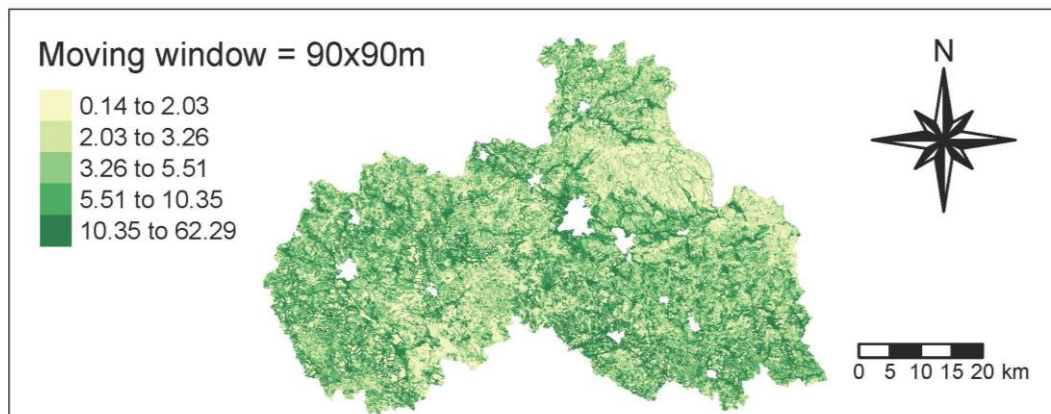
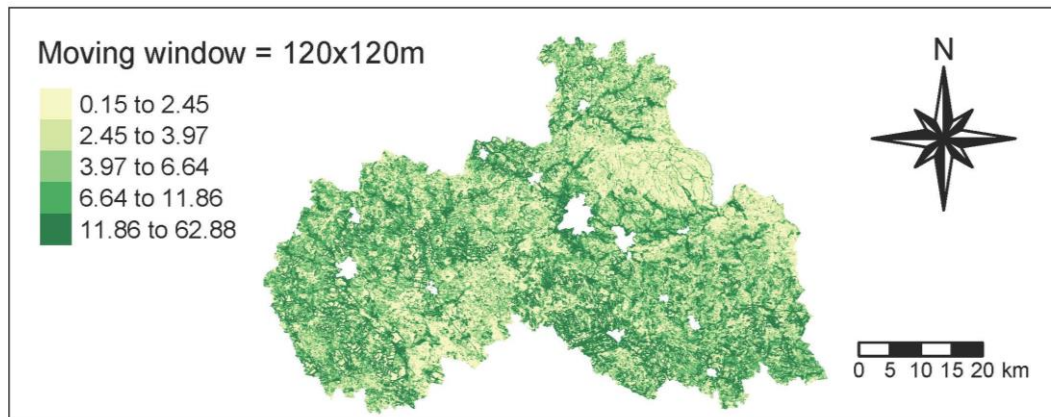
Tab. 4: p-hodnoty dvouvýběrových Wilcoxonových testů. Srovnávány byly náhodné bodové hodnoty spektrální variability jednotlivých skupin přírodě blízkých biotopů (2x50 hodnot pro každou dvojici).....28

## **Přílohy**

Příloha č. 1: Přehledové mapky hodnot STD NDVI v Libereckém kraji

Příloha č. 2: Přehledové mapky hodnot Shannonova indexu v Libereckém kraji

Hodnoty STD NDVI v Libereckém kraji  
s vyjmutím sídel nad 5000 obyvatel podle ArcČR® 500

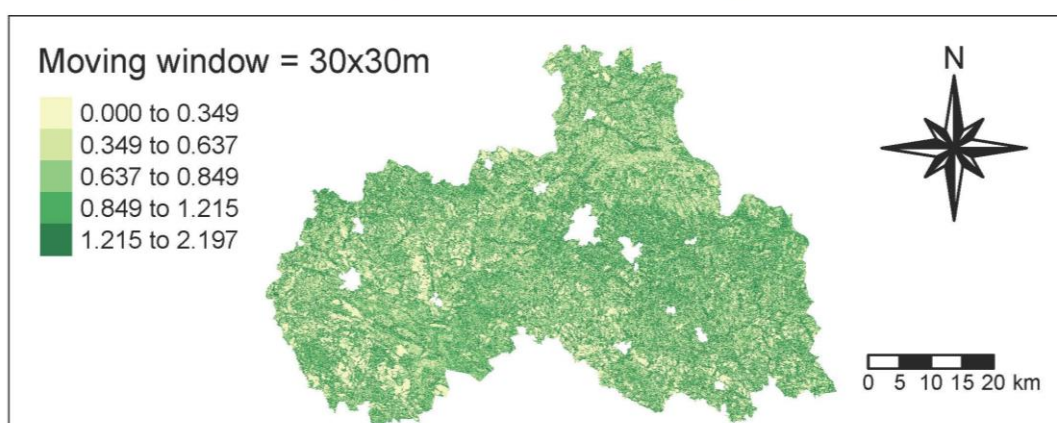
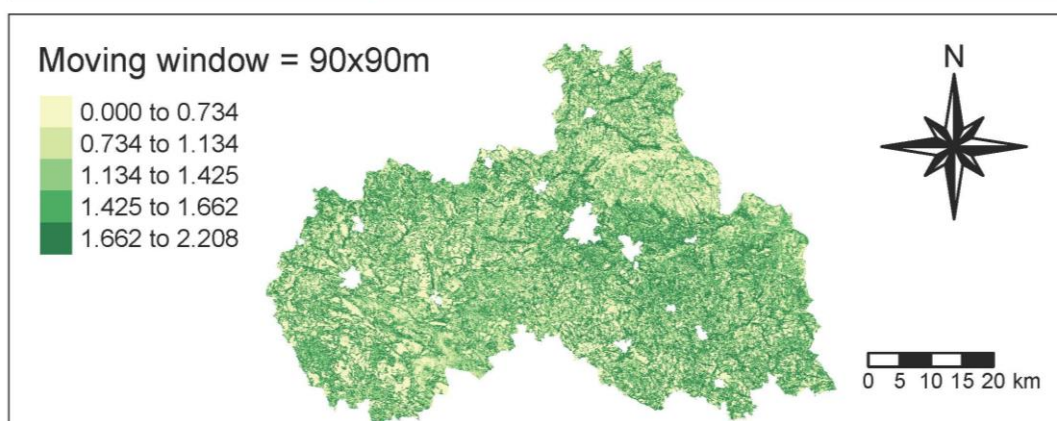
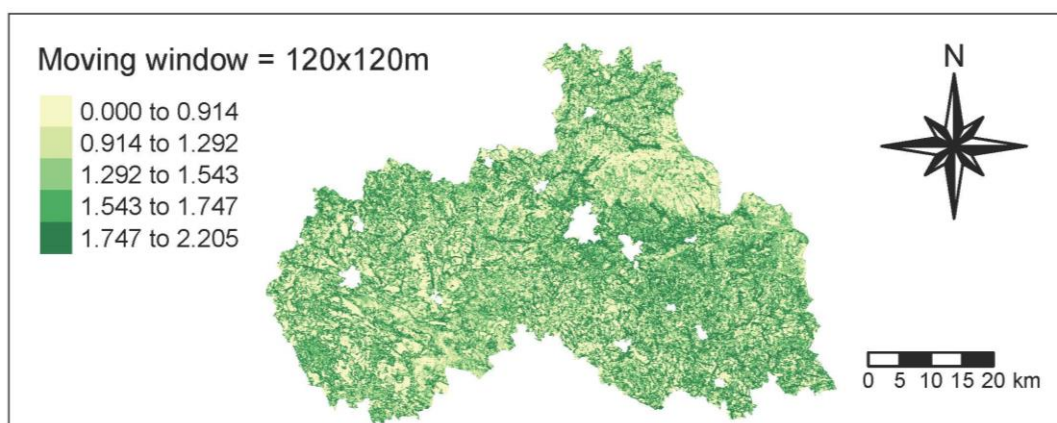


Datum pořízení snímků: 21.8.2020  
Data: ESA, ArcČR 500

Autor: David Schlindenbuch  
FŽP ČZU, Praha 2021



Hodnoty Shannonova indexu v Libereckém kraji  
s vyjmutím sídel nad 5000 obyvatel podle ArcČR® 500



Datum pořízení snímku: 21.8.2020  
Data: ESA, ArcČR 500

Autor: David Schlindenbuch  
FŽP ČZU, Praha 2021