

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra prostorových věd



**Vliv struktury vegetace na výskyt vybraných sov v
Krkonošském národním parku**

Bakalářská práce

Kristýna Salačová

Aplikovaná ekologie

doc. Ing. Vítězslav Moudrý, Ph. D.

© 2023 ČZU v Praze

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kristýna Salačová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv struktury vegetace na výskyt vybraných sov v Krkonošském národním parku

Název anglicky

Effect of vegetation structure on the occurrence of selected owls in the Krkonoše National Park

Cíle práce

Cílem bakalářské práce je posoudit vliv struktury vegetace na výskyt vybraných sov v Krkonošském národním parku. Formulace dílčích cílů je úkolem autorky.

Metodika

Druhová diverzita je celosvětově ohrožena neustále rostoucími environmentálními změnami způsobenými člověkem. Abychom mohli druhy účinně chránit, je třeba znát jejich biotopové nároky. Nicméně sběr dat o struktuře biotopů je časově náročný a tudíž omezený svým prostorovým rozsahem. Současné metody dálkového průzkumu Země umožňují monitoring rozsáhlých oblastí a tím překonání omezení, které má terénní sběr dat. Mezi v poslední době často využívaná data patří bodová mračna získaná z leteckého laserového skenování, která umožňují detailní popis vertikální a horizontální struktury vegetace.

Úkolem autorky bude vypočítat základní charakteristiky vegetace v Krkonošském národním parku a s využitím techniky modelování druhové distribuce prozkoumat vztahy mezi vertikální a horizontální strukturou prostředí a výskytem dvou vybraných sov. Náplní literární rešerše bude zejména možné využití leteckého laserového skenování pro popis struktury vegetace a praktická aplikace v modelech druhové distribuce.

Doporučený rozsah práce

30 stran

Klíčová slova

Formulace klíčových slov je úkolem autorky.

Doporučené zdroje informací

- Assmann, J. J., Moeslund, J. E., Treier, U. A., & Normand, S. (2022). EcoDes-DK15: high-resolution ecological descriptors of vegetation and terrain derived from Denmark's national airborne laser scanning data set. *Earth System Science Data*, 14(2), 823-844.
- Bakx, T. R., Koma, Z., Seijmonsbergen, A. C., & Kissling, W. D. (2019). Use and categorization of light detection and ranging vegetation metrics in avian diversity and species distribution research. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1045-1059.
- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Parker, G. G., & Harding, D. J. (2002). Lidar remote sensing for ecosystem studies: Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists. *BioScience*, 52(1), 19-30.
- Moudrý, V., Cord, A. F., Gábor, L., Laurin, G. V., Barták, V., Gdulová, K., ... & Wild, J. (2023). Vegetation structure derived from airborne laser scanning to assess species distribution and habitat suitability: The way forward. *Diversity and Distributions*, 29(1), 39-50.
- Moudrý, V., Moudrá, L., Barták, V., Bejček, V., Gdulová, K., Hendrychová, M., ... & Šálek, M. (2021). The role of the vegetation structure, primary productivity and senescence derived from airborne LiDAR and hyperspectral data for birds diversity and rarity on a restored site. *Landscape and Urban Planning*, 210, 104064.
- Wehr, A., & Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning—an introduction and overview. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 54(2-3), 68-82.

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Vítězslav Moudrý, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra prostorových věd

Elektronicky schváleno dne 16. 2. 2023

doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 2. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 29. 03. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou/závěrečnou práci na téma: **Vliv struktury vegetace na výskyt vybraných sov v Krkonošském národním parku** vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, 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 vědoma, 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 31.3.2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu práce doc. Ing. Vítězslavu Moudrému, Ph.D. za profesionální a vřelý přístup, věcné konzultace, cenné odborné rady a věnovaný čas při zpracování této práce. Dále bych ráda poděkovala své rodině a partnerovi za podporu během celého studia.

Abstrakt

Krkonošský národní park je velmi unikátní lokalita, která si zaslouží naši pozornost a především ochranu. Negativní vlivy na životní prostředí způsobené člověkem nabývají stále více na objemu a je tedy nutné hledat nové způsoby, jak organismy aktivně chránit. Jednou z metod ochrany přírody je modelování vztahu druhů a prostředí. Nezbytným předpokladem tohoto modelování je znalost biotopových nároků jednotlivých pozorovaných druhů. Nejdůležitějšími nároky jsou struktura vegetace a terénu. Terénní sběr těchto dat je obtížný, časově náročný a prostorově omezený proces. Jedním z možných řešení je použití metody dálkového průzkumu Země (hyperspektrální data nebo LiDAR), která umožňuje opakované získávání velkého množství kvalitních prostorových dat. Tato bakalářská práce se zabývá použitím dat LiDARu k predikci výskytu dvou druhů sov konkrétně puštíka obecného (*Strix aluco*) a sýce rousného (*Aegolius funereus*) v závislosti na struktuře vegetace a terénu v KRNAP. Cílem je výběr vhodných prediktorů z řad vegetačních a terénních charakteristik, které by mohly mít vliv na výskyt těchto dvou druhů a vytvoření modelu vztahů mezi výskytem sov a charakterem terénu a vegetace za použití tzv. *boosted regression trees* modelů (BRT). Pro puštíka obecného bylo vysvětleno celkem 18 % variability a u sýce rousného 23 %, kdy nejvíce predikujícími proměnnými byla pro oba druhy nadmořská výška a hustota vegetace ve výšce nad pět metrů. Zatímto pravděpodobnost výskytu sýce rousného rostla se stoupající nadmořskou výškou a hustotou vegetace, pravděpodobnost výskytu puštíka obecného klesala. Výsledky potvrzují, že data získaná LLS jsou vhodným podkladem pro popis struktury prostředí lesních ekosystémů a umožňují výpočet užitečných charakteristik, které mohou přispět k vysvětlení zaznamenaného počtu druhů.

Klíčová slova: *Strix aluco*, *Aegolius funereus*, LiDAR, predikce výskytu druhu, charakteristika vegetace a terénu, BRT

Abstract

Krkonoše National Park is a very unique location that deserves our attention and protection. Negative environmental impacts caused by humans are becoming more and more significant, and it is therefore necessary to look for new ways to actively protect species. One of the methods of conservation is the modeling of the relationship between species and the environment. An essential prerequisite for this modeling is knowledge of the habitat requirements of the individual observed species. The most important of these requirements are the structure of vegetation and terrain. Field collection of these data is a challenging, time-consuming and space-limited process. One possible solution is the use of a remote sensing method (hyperspectral data or LiDAR), which allows the repeated acquisition of a large amount of high-quality spatial data. This bachelor's thesis deals with the use of LiDAR data to predict the occurrence of two species of owls, the tawny owl (*Strix aluco*) and the Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*), in relation to the structure of the vegetation and the terrain in KRNAP. The aim is to select suitable predictors from among vegetation and terrain characteristics that could influence the occurrence of these two species and to create a model of relationships between the occurrence of owls and the character of the terrain and vegetation using so-called boosted regression trees models (BRT). A total of 18 % of the variability was explained for the tawny owl and 23 % for the Tengmalm's owl, with the most predictive variables for both species being the altitude and the density of vegetation at a height above 5 meters. Meanwhile, the probability of the occurrence of the increased with increasing altitude and vegetation density, while the probability of the Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*), occurrence of the tawny owl (*Strix aluco*) decreased. The results confirm that the data obtained by LLS are a suitable basis for describing the environmental structure of forest ecosystems and enable the calculation of useful characteristics that can contribute to the explanation of the recorded number of species.

Keywords: *Strix aluco*, *Aegolius funereus*, LiDAR, prediction of species occurrence, characterisation of vegetation and terrain, BRT

Obsah

1 Úvod a cíle práce.....	7
2 Literární rešerše.....	9
2.1 LiDAR.....	9
2.1.1 Letecké laserové skenování – LLS	9
2.1.2 Klasifikace a filtrace dat.....	11
2.1.3 Digitální modely	11
2.1.4 Využití v ekologii.....	12
2.2 Ekologická nika	13
2.2.1 Historie pojmu.....	14
2.2.2 Diferenciace nik a konkurenční vyloučení.....	14
3 Metodika.....	15
3.1 Charakteristika pozorovaného území	15
3.1.1 Geomorfologický vývoj, fauna a flora	16
3.1.2 Vegetační pokryv	16
3.1.3 Ochrana přírody	17
3.2 Základní charakteristiky pozorovaných druhů.....	19
3.2.1 Puštík obecný (<i>Strix aluco</i>)	19
3.2.2 Sýc rousný (<i>Aegolius Funereus</i>)	20
3.3 Vstupní data	20
3.3.1 Mapování výskytu vybraných sov	20
3.3.1.1 Mapovací síť	20
3.3.1.2 Terénní sběr dat.....	20
3.3.2 Data získaná z dálkového průzkumu Země	21
3.3.2.1 Lidar data	22
3.4 Použitý software	22
3.5 Zpracování dat.....	23
3.5.1 Zpracování nálezových dat	23
3.5.2 Zpracování dat LLS.....	24
3.5.2.1 Charakteristiky terénu	24
3.5.2.2 Charakteristiky vegetace	25
3.6 Modelování vztahu mezi druhem a prostředím.....	26
3.6.1 Boosted regression trees.....	26
3.6.1.1 Výběr prediktorů	27
3.6.1.2 Výpočet míry vysvětlené variability	30
4 Výsledky.....	31

4.1	Predikce výskytu puštíka obecného	31
4.1.1	Grafy závislosti výskytu druhu na parametrech prostředí.....	31
4.2	Predikce výskytu sýce rousného.....	32
4.2.1	Grafy závislosti výskytu druhu na parametrech prostředí.....	33
5	Diskuze.....	35
6	Závěr	38
7	Literatura	39
8	Seznam obrázků a tabulek.....	43

Seznam zkratk

ALS – Airborne Laser Scanning/LLS – letecké laserové skenování

BRT – Boosted regression trees

DSM – Digital Surface Model

DTM – Digital terrain model

EVL – evropsky významné lokality

GPS – Global Positioning System

CHM – Canopy heigh model

INS – Inertial navigation system

KRNAP – Krkonošský národní park

LiDAR – Light detection and ranging

nCHM – normalised Digital Surface Model

NP – národní park

TLS – Terrestrial Laser Scanning/pozemní laserové skenování

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

1 Úvod a cíle práce

Zájmovým územím pro tuto práci je Krkonošský národní park, jehož unikátní příroda a historické památky jsou velmi cenné a mají mezinárodní význam. Je to jedno z nejmenších, nejméně probádaných a také nejnavštěvovanějších pohoří Evropy. Druhová diverzita je zde značně ohrožena vlivem člověka a s ním souvisejícími environmentálními změnami.

Abychom mohli druhům poskytnout účinnou a kvalitní ochranu, je nutné znát podrobně jejich biotopové nároky a interakce v prostředí. Pochopení interakcí mezi druhy a jejich prostředím je zásadní pro předvídání rozšíření druhů a využívání stanovišť. Úplně první studie vztahu druhů a prostředí se zaměřovaly na měření proměnných na lokalitách, kde byly druhy pozorovány. Z těchto měření byly odvozeny vazby druhu na určité proměnné, které se ale nedaly použít pro předpovědi výskytu druhu na jiných lokalitách, kde tyto proměnné nebyly k dispozici (Moudrý et al., 2023). Terénní sběr dat o struktuře biotopů je časově velmi náročná činnost, která je i tudíž omezena svým rozsahem. Vše se změnilo s využíváním metody dálkového průzkumu Země pro modelování rozšíření druhů, která umožňuje monitoring rozsáhlých oblastí a odstraňuje tak nedostatky terénního sběru dat. V poslední době se často využívají data v podobě bodových mračen získaná z leteckého laserového skenování, která umožňují detailní popis vertikální i horizontální struktury vegetace (Bakx et al., 2019). Význam struktury vegetace a terénu pro indikaci výskytu druhů byl potvrzen již v několika studiích a může se používat ke zhodnocení managementových opatření, například v lesních porostech. A právě ptáci jsou považováni za nejlepší skupinu indikující efektivní ochranu (Goetz et al., 2007; Graf et al., 2009; Lesak et al., 2011).

Pro tuto práci byly vybrány dva druhy sov puštíků obecný (*Strix aluco*) a sýc rousný (*Aegolius funereus*), které mají každý jiný areál výskytu, nároky na prostředí a potravu. Puštíků obecný je potravním generalistou, který se hojně vyskytuje na celém území České republiky v nadmořských výškách do 800 m n.m. Sýc rousný je naopak potravním specialistou, který je vázaný na určitý druh potravy, hnízdí zejména ve středních a vyšších polohách, až po horní hranici lesa. V nižších polohách je jeho výskyt výrazně limitován přítomností významného predátora, kterým je právě puštíků obecný. Cílem této práce je vyhodnocení vlivu charakteristik terénu a struktury vegetace odvozených z dat leteckého laserového skenování na výskyt puštíka

obecného a sýce rousného. Mezi dílčí cíle patří: (i) výběr vhodných prediktorů z řad vegetačních a terénních charakteristik, které by mohly mít vliv na výskyt těchto dvou druhů (ii) vytvoření modelu vztahů mezi výskytem sov a charakterem terénu a vegetace.

2 Literární rešerše

2.1 LiDAR

LiDAR (Light Detection and Ranging) je technika aktivního dálkového průzkumu Země, která poskytuje detailní informace o trojrozměrné struktuře ekosystémů (Wehr et Lohr, 1999). Shromažďuje data o vysoké hustotě bodů, umožňující současné získávání informací jak o zemském povrchu, tak o objektech, které se na něm a nad ním nacházejí (budovy, vegetace) (Mikita et al., 2013).

Přístroj LiDAR obsahuje několik důležitých součástí: zdroj laserového záření, optickou soustavu, mechanický prvek, detektor elektromagnetického záření a velmi přesné hodiny. Tyto součásti zajišťují chod stroje, který funguje na principu vysílání laserových pulzů z pohyblivého tělesa. Jednotlivé paprsky mají určitou vlnovou délku, kterou musí přijímat detektor. Jako detektory jsou používány na světlo citlivé diody synchronizované s lasery. Jelikož jsou paprsky laserového záření vysílány směrem k povrchu, od kterého se odrazí a vrací se směrem k detektoru, musí být detektor velice citlivý. Hodiny mají za úkol měřit čas laserového paprsku od jeho vyslání po detekci na detektoru (Mikita et al., 2013).

Technologie má mnoho využití, jako je mapování zemského povrchu z letadla, měření koncentrace polutantů v atmosféře, měření oblačnosti nebo ozonové vrstvy. S lidarovou technologií se můžeme setkat i v běžném životě, a to například v podobě přístroje pro měření rychlosti v rukou policie. Klasické radary jsou nahrazovány lidarovou technikou, která nabízí vyšší operativnost, jednodušší obsluhu a dosah až 1 500 m (Dolanský, 2004).

2.1.1 Letecké laserové skenování – LLS

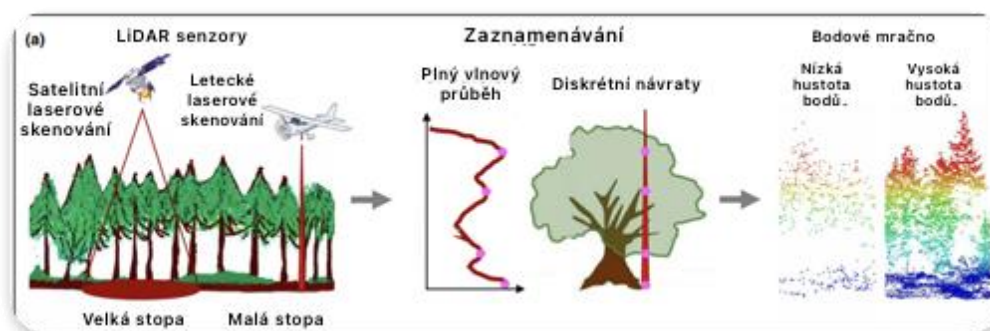
LiDAR zahrnuje jednotlivé typy dálkového měření, které se od sebe liší umístěním na nosiči: *spaceborne* – technologie na družici na oběžné dráze Země, *TLS* – pozemní laserové dálkoměry a profiloměry, *ALS* – letecké laserové skenování (Shan et Toth, 2018). Práce se dále věnuje právě leteckému laserovému skenování (LLS), pro které se používá anglická zkratka ALS (Airborne Laser Scanning). Ačkoliv lasery existují již od 60. let v kombinaci s letadly se začaly používat až v 90. letech minulého století. Jedná se tedy o mladou technologii s velmi různorodým využitím. Hojně se používá

v lesnictví anebo v ekologii pro tvorbu digitálních modelů terénu a reliéfu, 3D modelů měst nebo pro analýzu vegetačních pokryvů (Míkita et al., 2013).

LLS je založeno na principu analýzy svazku laserových paprsků, který je vysílán z nosiče pohybujícího se v určité vzdálenosti od snímaného objektu (Baltsavias, 1999). Jako nosič může být využito malé letadlo, vrtulník nebo dron (Shan et Toth, 2018). Abychom mohli zařízení správně používat v terénu, je nutné zajistit přesné určování polohy letadla v prostoru. To zajišťují družicové navigační systémy GPS a INS, které umožňují určování absolutní prostorové polohy. Každý bod nese informaci o poloze zanesenou v souřadnicích x , y a z . Pás terénu pod letadlem je snímán skenerem, který je opatřen rotujícím zrcadlem nebo hranolem. Zrcadlo umožňuje vychylování paprsku v příčném směru. Posun paprsku v podélném směru je zajištěn vlastním pohybem letadla. Infračervené laserové impulsy jsou vysílány vysokou rychlostí směrem k povrchu (obvykle 10 000-100 000 pulzů za sekundu). Jelikož chceme docílit úplného skenování bez mezer, je u rozsáhlých porostů nutné zajistit překrývání pásů. Výsledkem je 3D mračno bodů s 1-100 body na metr čtvereční. Šířka snímaného pásma a hustota bodů závisí na nastaveních a konstrukci skenovacího mechanismu, stejně jako na dalších faktorech jako je rychlost letu, letová výška, topografie atd. LSS je možné použít během noční i denní doby i za oblačnosti. Nelze jej však použít za silného deště nebo sněžení. Letecký laserový skener poskytuje přesnost, rychlost a možnost operativního použití (Reutebuch et al., 2005).

Jednou z důležitých vlastností LLS je schopnost detekovat více odrazů neboli návratů od jednoho vyslaného pulzu. K vícenásobným návratům dochází v okamžiku, kdy laser narazí na objekt, který zcela neblokuje dráhu a pokračuje dál. Aby dva odrazy byly od sebe jednoznačně odlišeny, musí mezi nimi být dostatečně velký časový odstup. Komerční systémy jsou schopné registrovat až 5 odrazů (minimální vzdálenost mezi nimi je 2-3 m) (Dolanský, 2004). S vícenásobnými odrazy se můžeme setkat například v lesních porostech s velmi hustou vegetací. Správné načasování měření je jedním z pilířů úspěchu. Mapování povrchu terénu je dobré směřovat do zimních období, kdy stromy nejsou olistěné. A naopak, pokud je předmětem výzkumu spíše zápoj vegetace, míra olistění stromů apod., měření se provádí v době plného olistění stromů. Využívá se zonálních a globálních filtrů, přičemž největší rozdíly jsou mezi

typy krajinného pokryvu, reprezentující intravilán a souvislou vegetací (Jacobsen et al., 2003).



Obr. 1: Princip fungování LiDARu. (převzato: Bakx et al., 2019)

2.1.2 Klasifikace a filtrace dat

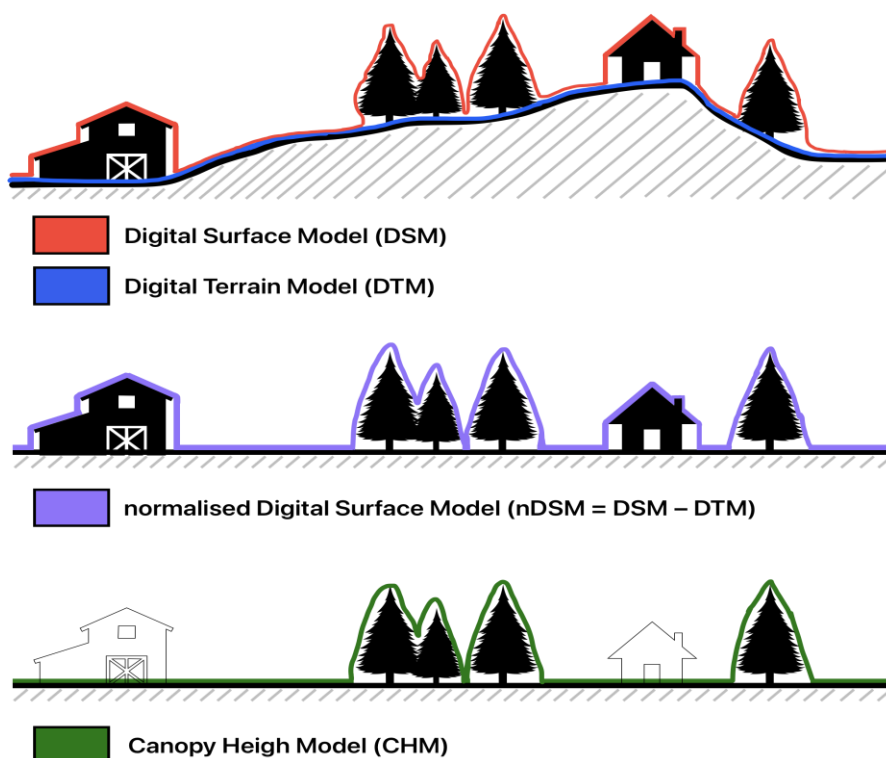
Získávání přesných informací ze surových dat je velmi obtížné, a proto je zapotřebí k lepšímu nakládání s daty přidat procesy klasifikace a filtrace. Jednoduše řečeno se odrazy v bodovém mračnu roztrídí na jednotlivé kategorie a přidělí se jim příslušné označení (Filin, 2004). U obou těchto procesů je usilováno o co největší možnou automatizaci, ovšem téměř vždy je nutné některá data překontrolovat a filtrovat je ručně. U automatické filtrace existuje několik různých metod, kdy výsledky budou pokaždé rozdílné a jinak přesné v závislosti na druhu terénu a hustotě dat. Při filtraci se nejdříve vyhledávají nežádoucí body, které se pak následně odstraní. Jedná se o odrazy od objektů, které by rušily podobu skenovaného povrchu nebo vegetace např. budovy, auta, kmeny, ... (Morin, 2002).

Při procesu klasifikace dojde k roztrídění všech bodů do konkrétních předdefinovaných tříd, podle druhu objektu, na kterém leží. Nejčastěji se využívá klasifikace do tří základních tříd (vegetace, budovy a terén). Klasifikace je prováděna v několika cyklech, kdy v každém cyklu je klasifikována pouze jedna třída, poté proces pokračuje dál už jen s neklasifikovanými daty (Dolanský, 2004; Fogl, 2013).

2.1.3 Digitální modely

Filtrovaná a klasifikovaná data LLS jsou dále upravována do zpravidla dvou typů digitálních modelů (John, 2010). Prvním z nich je *digital terrain model* – DTM neboli digitální model terénu. Tento pojem poprvé v roce 1958 použili Miller a LaFlamme a jejich definice byla, že se jedná o statistické znázornění souvislého povrchu země, pomocí velkého množství bodů se známými souřadnicemi x , y , z v libovolném

souřadnicovém systému (Miller et LaFlamme, 1958). Od té doby se tomuto tématu věnovalo značné pozornosti a došlo k velké expanzi do různých odvětví např. stavebnictví, geologie, geofyziky a dalších věd zabývajících se zemským povrchem (Petrie et Kennie, 1987). DTM vzniká interpolací odrazů klasifikovaných jako terén a reprezentuje zemský povrch bez vegetace a jiných objektů vytvořených lidskou činností (Franklin, 2010; Wilson, 2012). Druhým nejčastěji používaným modelem je *digital surface model* – DSM digitální model povrchu, který představuje model povrchu včetně vegetace a nadzemních objektů. Vzniká interpolací prvních odrazů (John, 2010). Pokud se tento model ještě trochu upraví vznikne tzv. *Canopy height model* – CHM, který zahrnuje pouze povrch vegetačního krytu. CHM se může shodovat s nDSM (*normalized digital surface model*), pokud rozdělení obsahuje pouze vegetaci. nDSM je výsledkem odečtení DTM od DSM, kdy hodnoty terénu budou rovny nule a nDSM reprezentuje objekty nacházející se na povrchu (budovy, vegetace atd.) (Moudrý, 2022).



Obr. 2: Znázornění rozdílu mezi DTM, DSM, nCHM a CHM.

2.1.4 Využití v ekologii

Jedním z velmi rozšířených využití dat LLS v ekologii je mapování vegetace. Nejlepším příkladem je měření objemu biomasy v lesních porostech, kdy je část

světelných paprsků vždy odražena od vrchních partií korun stromů a část svazku paprsků tak může pokračovat a procházet mezerami mezi listy a větvemi až na terén pod stromem. Z těchto informací několikanásobných odrazů lze vytvořit CHM a určovat tak různé parametry lesa – objem, druhové zastoupení, poškození, objem v daných etážích, výšku porostu nebo počet stromů (Elberink et Maas, 2000; Dolanský, 2004; Carbol et Klimánek, 2015). Díky LSS mohou být lesnické práce provedeny efektivněji a rychleji (Mikita, 2013). V některých případech mohou tyto technologie zcela nahradit konvenční metody a klasické terénní způsoby získávání dat (Carbol et Klimánek, 2015).

Dalším odvětvím, kde se data LLS hojně využívají je ochrana přírody tedy konkrétně predikce výskytu společenstev na daných skenovaných lokalitách. Předpokladem tohoto modelování je velice podrobná znalost ekologie, stanovištních nároků a rozšíření např. ohrožených druhů. Tyto modely se často používají při předpovídání výskytu druhů na rozsáhlých územích, pomáhají při určování prioritních oblastí v rámci velkoplošné ochrany přírody a napomáhají také při plánování managementových zásahů (Graf et al., 2009).

Terestrické, ale i akvatické prostředí může být skenováno a následně zkoumáno metodou LLS, ovšem je za potřebí užití jiného LiDARového systému než u terestrických lokalit. Tyto systémy se pak dají využívat pro hydrografii, zjišťování průběhu hranic vodních ploch a toků, povodňové a hydraulické modelování nebo mapování sněhové pokrývky (Dolanský, 2004).

2.2 Ekologická nika

Všechny nároky na prostředí, mezidruhové i vnitrodruhové interakce lze nazvat ekologickou nikou. V mnoha pracích a zdrojích se tento název chybně využívá pro habitat druhu neboli místo, kde se druh nachází a žije. Ekologická nika ovšem definuje spíše to, jakým způsobem daný druh svůj habitat a v něm dostupné zdroje využívá (Begon, 1997).

Máme mnoho různých habitatů, příkladem může být les, louka, pole, poušť, moře, jezero, ale každý z těchto habitatů může zahrnovat několik různých nik. Záleží především na specifických nárocích daného druhu ve spojení s podmínkami prostředí a dostupností zdrojů. Nika zahrnuje mnoho faktorů, nejčastějšími jsou vlhkost, teplota, hodnota pH, rychlost větru nebo rychlost proudění vody. Rozpětí určité hodnoty,

(např. vlhkosti) představuje pro druh jeden rozměr jeho niky, ovšem je nutné vždy brát v potaz nároky organismu na zdroje (Townsend et al., 2010).

Ekologická nika popisuje abstraktní prostor, který si v podstatě komplexně nelze představit, protože nikdy nebudeme schopni zahrnout všechny faktory působící na organismus. Spojením faktorů vlhkosti a teploty vznikne dvourozměrná nika a přidá-li se další rozměr např. hodnota pH, vznikne trojrozměrná nika. Čtyři a více faktorů je již složité si představit, nicméně čím více jich bude začleněno, tím lépe se dá pochopit životní strategie daného druhu. Ekologická nika je tedy n-rozměrným prostorem, ve kterém lze uchovat životaschopnou populaci druhu, kdy n je počet faktorů (Begon, 1997).

Za předpokladu, že daná lokalita poskytuje vhodné rozmezí (environmentálních) podmínek a všechny nezbytné zdroje potřebné pro život daného druhu, může se tento druh na lokalitě vyskytovat a úspěšně zde setrvávat. Ovšem jsou další dvě podmínky, které musí být brány v potaz: schopnost organismu úspěšně kolonizovat danou lokalitu a konkurenceschopnost jiných druhů.

2.2.1 Historie pojmu

Úplně první koncept nik popsal americký biolog Joseph Ginnell v roce 1917. Nicméně se nejednalo o současné vnímání niky, ale spíše o popis již zmíněného habitatu jakožto niky druhu. K dalšímu rozšíření pojetí niky došlo ve 20. letech 20. století, kdy ekolog Charles Elton začal na niku pohlížet jako na to, co živočich konzumuje a co může konzumovat jeho. O 30 let později britský ekolog G. E. Hutchinson rozšířil tuto definici do dnešní známé podoby. Kdy tvrdil, že: „*Nika by měla brát v úvahu veškeré interakce daného organismu s organismy jinými i s jejich neživým prostředím, včetně geologie, acidity půdy nebo vody, toků živin a klimatu*“ (Roth, 2020).

2.2.2 Diferenciace nik a konkurenční vyloučení

K tomu, aby mohlo více druhů přežít, prosperovat a mít životaschopné populace v jediném habitatu, je nutné, aby se od sebe lišili ve využívání zdrojů. Tento jev se nazývá diferenciace nik. Pokud se na lokalitě vyskytují dva druhy, které úplně stejným způsobem využívají nějaký určitý zdroj, dochází ke konkurenčnímu vyloučení a druh, který je konkurenčně slabší prohrává a musí si hledat jiné místo pro život. Každá výhoda pro přežití vede k vytlačení nějakého druhu (Townsend et al., 2010).

V nepřítomnosti konkurentů a predátorů má druh zásadně rozsáhlejší ekologickou niku. Na základě tohoto poznatku Hutchinson rozlišil dva typy nik: fundamentální a realizovanou. Fundamentální nika je potenciál, kterého daný druh může dosáhnout, za předpokladu, že na něj nepůsobí predace a konkurenční vyloučení. Realizovaná nika je termín označující reálný omezenější prostor, ve kterém se druh vyskytuje a je schopný přežít (Begon, 1997).

3 Metodika

3.1 Charakteristika pozorovaného území

Krkonoše, nacházející se na severu České republiky, jsou našim nejvyšším pohořím s vrcholem Sněžka (1 603 m n. m.). Přírodní úkazy, které se zde nacházejí jsou výjimečné a pro jejich zachování byly vyhlášeny 17. května 1963 národním parkem (NP). Jsou tedy nejstarším a zároveň nejnavštěvovanějším NP v ČR. V roce 1992 byly přírodní úkazy Krkonoš připsány na seznam biosférických rezervací UNESCO.

Ze správního hlediska se Krkonošský národní park (KRNAP) na české straně nachází na území okresů Trutnov, Semily a Jablonec nad Nisou. Jeho východní část spadá do Královéhradeckého kraje a západní část do kraje Libereckého. NP tvoří přirozenou hranici státu a na polské straně dále pokračuje Karkonoski Park Narodowy, který byl vyhlášen již v roce 1959. Celková rozloha parku i s polskou stranou je 639 km² (Flousek et al., 2015).

Hory jsou atraktivní nejen svou výjimečnou přírodou, ale i bohatou historií hospodaření v podhůří a v horských partiích. Ve 13. století hory pokrývaly neproniknutelné smíšené lesy a v nejvyšších polohách komplexy horských smrčín a porosty borovice kleče. V 16. století došlo k velkému odlesňování a vznikly holé plochy, na kterých se začalo hojně hospodařit. Budaři, tak se nazývali místní obyvatelé, trvale měnili původní krajinu a přizpůsobovali ji svým potřebám. V okolí jejich obydlí vznikaly pastviny a ohrady pro dobytek (Bartoš, 2016). Také v této době došlo k hojnému rozvoji turistických tras a stezek. Budovaly se chodníky a regulovaly se vodní toky. Od 90. let se někteří majitelé budních komplexů snaží navracet k tradičnímu způsobu obživy, obnovují se pastviny a domácí farmy. Pravidelné spásání dobyt看em má významnou funkci pro udržování a nezarůstání květnatých horských luk, tudíž přispívá k ekologické rozmanitosti daného regionu (Dobíhal, 2018).

3.1.1 Geomorfologický vývoj, fauna a flora

Současný výskyt živočišných i rostlinných druhů úzce souvisí s geomorfologickým vývojem lokalit. Pohoří vzniklo v období starohor a postupem let prošlo mnoha horotvornými procesy, jejichž působení se projevilo v geologické pestrosti podloží Krkonoš. S pestrostí podloží souvisí i bohatost biotopů, které se na daných lokalitách mohly utvářet a nabídnout tak útočiště mnohým druhům. Díky unikátnosti prostředí a snadné přístupnosti do krajiny jsou Krkonoše jedny z nejprobádanějších pohoří v Evropě a my díky tomu máme velmi podrobný výčet zdejších, současně žijících i již vyhynulých druhů (Ramachová, 2011).

V Krkonoších se nachází kolem 2 000 zaznamenaných, ale neklasifikovaných druhů hub, přes 2 600 druhů rostlin, z toho více než 1 200 druhů cévnatých rostlin. U živočichů lze odhadovat 5 000 druhů bezobratlých a přes 400 druhů obratlovců, přičemž nejpočetnějšími skupinami jsou brouci a ptáci (Štursa et al., 2016).

Ve čtvrtohorách mělo na formování pohoří významný vliv střídání dob ledových a meziledových, kdy se severský pevninský ledovec přiblížil k severnímu úpatí Krkonoš. V této době také došlo ke značnému ochlazení, ústící v četné stěhování a migraci druhů. Působením ledovce nabyly svahy Krkonoš podobu tundry a začaly je osidlovat severské druhy. V poslední době meziledové, nazývané jako holocén, došlo ke značnému oteplení a druhy, které dříve osídlily zaledněnou krajinu vymizeli nebo se přemístili do nejvyšších partií hor, kde se díky izolaci od okolních vlivů vyskytují dodnes. Tyto druhy nazýváme pojmem **glaciální relikty** neboli pozůstatky z doby ledové (Vaněk et al., 2013). Působením biologických procesů se z některých druhů vyvinuly druhy nové, které se vyskytují jen na určitých lokalitách a v omezeném množství. Takové druhy nazýváme endemickými druhy a v našem případě přímo **krkonošskými endemity** (Gerža, 2009).

3.1.2 Vegetační pokryv

Z hlediska vertikálního členění můžeme KRNAP rozdělit na čtyři vegetační výškové stupně, které jsou projevem působení mnoha přírodních sil. To, jaký se na dané lokalitě bude nacházet vegetační pokryv, a tím pádem i společenstvo organismů, závisí na zeměpisné šířce, nadmořské výšce, geologickém podloží, teplotě, množství srážek, na orientaci a sklonu svahů, proudění větrů, sněhové pokrývce a činnosti lavin. **Stupeň subpolární** je charakteristický listnatými a smíšenými lesy do nadmořské výšky 800

metrů nad mořem, které byly v minulosti často nahrazovány smrkovými monokulturami. Nejběžnějšími druhy byly buky, javory, jasany, jeřáby a jedle. V současné době se zde nacházejí obce, větší či menší lesní komplexy a zemědělsky obhospodařované plochy. Součástí jsou také vodní plochy s bohatou břehovou vegetací. **Montánní stupeň** se rozprostírá ve výšce 800 až 1250 m n. m. a původním porostem zde byly smíšené a smrkové horské lesy. Ty byly koncem 20. století poničeny průmyslovými imisemi a výrazně ovlivněny těžbou dřeva především pro sklářský průmysl a budní hospodářství. Velká část lesů byla vykácena a na jejich místech vznikly květnaté louky, které jsou ovšem velice hodnotné z hlediska druhové biodiverzity. Oblast nad horní hranicí lesa, na náhorních plošinách a jejich okolí se nazývá **subalpínský stupeň**. Jedná se o nejvzácnější ekosystémy Krkonoš – klečové porosty, subalpínské trávníky a severská rašeliniště s glaciálními relikty a endemickými druhy. Subalpínský stupeň probíhá v rozmezí 1250–1450 m n. m. Alpínský stupeň se nachází ve výšce 1450 až 1603 m n.m. Jedná se tedy o nejvyšší vzájemně izolované vrcholy Krkonoš, modelované mrazem a větrem, s chudou vegetací a suťovým podkladem. Nachází se zde ale několik významných reliktních druhů nižších i vyšších rostlin (Správa KRNAP, Arkto-alpínská tundra, ©2023).

3.1.3 Ochrana přírody

K prvním pokusům o ochranu přírody v národním parku došlo již v roce 1904, kdy byl vydán dekret na ochranu krkonošské květeny. Ve stejném roce byla na tomto území vyhlášena první rezervace, kterou vyhlásil Jan Nepomuk Harrach na svém panství na Labské stráni (Adámek, 1910).

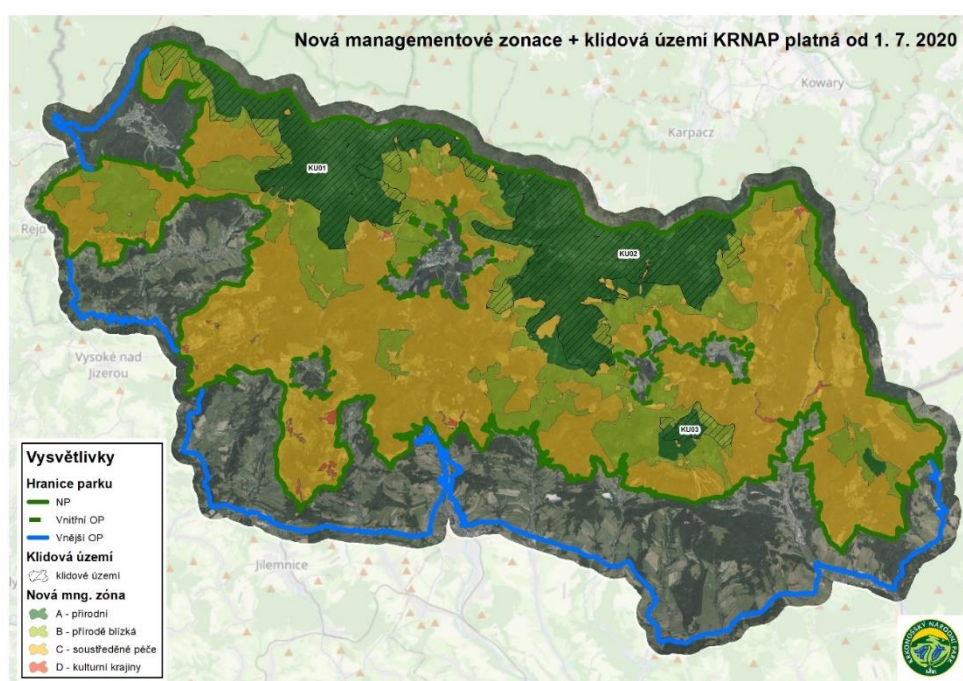
Současná ochrana přírody je v národním parku (NP) zajištěna několika způsoby. Prvním z nich je tzv. **zonace**, která slouží k vymezení péče o velkoplošné zvláště chráněné území. NP je rozdělen do čtyř zón způsobu hospodaření a péče, které jsou stanoveny Ministerstvem Životního Prostředí (MŽP) nejméně na 15 let. **Přírodní zóna** je prakticky bezzásahová, cílem ochrany jsou přirozené ekosystémy. Zásahy se zde mohou provádět jen výjimečně a pokud je to opravdu nutné. **Zóna přírodně blízká** zahrnuje oblast částečně pozmeněnou hospodařením člověka. Zásahy v této zóně mají vést k nastartování přirozeného vývoje, k podpoře biodiverzity a stability a postupem času k převedení oblasti na zónu přírodní. Třetí zóna má dva cíle: (i) obnovu přirozených porostů smíšených a listnatých lesů z dnešních smrkových nestabilních monokultur (ii) a udržování květnatých krkonošských luk, které vznikly historicky na

odlesněných enklávách, které jsou závislé na aktivní péči. Typickými zásahy jsou sečení a pastva. **Zóna soustředěné péče o přírodu** byla v minulosti člověkem výrazně změněna a je cílem orgánů ochrany přírody, aby tato místa byla zachována či zlepšena. Poslední zónou je **zóna kulturní krajiny**, která se rozprostírá na velmi malém území v okolí obcí. Jejím cílem hospodaření je udržitelný rozvoj a nezhoršení současně dochovaného stavu. Zonace neovlivňují vstup do NP, takže běžného návštěvníka nijak neomezí (Klapka et al., 2007).

K omezení pohybu osob mimo vyhrazené cesty po Krkonošském Národním Parku slouží tzv. **klidová území**, která vyhláší Ministerstvo životního prostředí pro nejzranitelnější druhy a biotopy. V NP je jich v současné době vyhlášeno osm. Dvě největší klidová území se nacházejí v hřebenových partiích Krkonoš a dále jedno na vrcholu Světlé a Černé hory. Dalšími územími jsou Tetřeví Bouda a Lesní bouda, Pomezí hřeben, Přední Rennerovky, Slatinná stráň a Lesní hřeben. V terénu jsou území značena dvěma podélnými červenými pruhy na stromech a cedulemi upozorňujícími na začátek území. Tento způsob ochrany je velmi účinný, pokud ho návštěvníci parku dodržují (Správa KRNAP, ochrana, ©2023).

Další ze způsobů ochrany přírodních lokalit a druhů je soustava chráněných území Natura 2000, která pro Českou republiku nabyla v platnost po vstupu do Evropské Unie v roce 2004. Dvěma nejdůležitějšími směnicemi, které zajišťují ochranu vybraných lokalit a druhů na území členských států jsou Směrnice o ochraně volně žijících ptáků a Směrnice o ochraně stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin neboli také Evropsky významné lokality (EVL). Na území ČR je vyhlášeno celkem 41 ptačích oblastí a 1 112 EVL, to je dohromady 14% rozlohy ČR. Území KRNAP je zahrnuto do obou těchto směnic a jako EVL a Ptačí oblast je vyhlášeno celé území národního parku i s ochrannými pásmy (AOPK ČR, ©2023).

Největším problémem v oblasti ochrany přírody je ovšem masivní míra turismu na takto malém území jako je KRNAP. Je to jeden z nejnavštěvovanějších národních parků v Evropě, každoročně do parku zavítá kolem 5-6 mil. návštěvníků, kteří sem míří ať už za jednodenními výlety nebo několikadenními pobyty. Nejvíce vytižené oblasti jsou v okolí velkých lyžařských středisek, jako je Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou, Harrachov a Janské Lázně. Tyto lokality jsou oblíbenou destinací cestovního ruchu, a to hlavně v lednu a únoru, kdy vrcholí zimní sezóna. Cestovní ruch těmto regionům prospívá a přináší značné přínosy obyvatelům, nicméně působí velmi negativně na chráněná území. A bohužel tyto benefity cestovního ruchu většinou převládají nad zájmy ochrany přírody (Erlebach et al., 2021).



Obr. 3: Managementová zonace a klidová pásma KRNAP. (převzato: Správa KRNAP, ©2023)

3.2 Základní charakteristiky pozorovaných druhů

3.2.1 Puštík obecný (*Strix aluco*)

Jedná se o nejpočetnější druh sovy v České republice, který se vyskytuje na celém jejím území. Puštík obecný je středně velká sova, která hnízdí ve všech typech lesů mírného pásma a v menší míře kolonizuje lidská obydlí, hřbitovy, anebo aleje starých stromů (Hudec, 2005). Celkový areál výskytu puštíka obecného je kontinentální Evropa. Tato sova není náročná na typ habitatu ani na druh potravy, nejčastěji jsou součástí jejího jídelníčku malí savci, ptáci, obojživelníci, netopýři a v menší míře i ryby. Z ekologického hlediska je potravním generalistou (Luka, 2011).

3.2.2 Sýc rousný (*Aegolius Funereus*)

Původně horský druh sovy s areálem rozšíření v Evropě a severní Americe, který se v posledních letech přesouvá i do vnitrozemí a do nižších poloh. Pro svá obydlí využívá dutiny stromů, které hloubí datel černý (*Dryocopus martius*), ale ochotně přijímají i dřevěné budky, které jsou pro ně nejen v Krkonoších připravovány (Diviš, 2004). Jeho nejčastější kořisti jsou drobní savci jako hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), ptáci a ojediněle hmyz. Je tedy typickým specializovaným potravním predátorem (Pokorný, 2000).

3.3 Vstupní data

3.3.1 Mapování výskytu vybraných sov

Data o výskytu puštíka obecného a sýce rousného pocházejí z publikace Ptáci Krkonoš – atlas hnízdního rozšíření 2012–2014 (Flousek et al., 2015). Tento atlas přímo navazuje na již jednou provedené mapování z roku 1991-1994 a díky tomu, že byly oba atlasy provedeny ve stejné kvalitě a rozsahu, můžeme s velkou přesností porovnávat početnosti daných druhů dnes a v letech minulých. Na datech, ze kterých čerpáme nyní se podílelo 39 specializovaných terénních pracovníků a jejich sběr probíhal třemi základními způsoby – mapováním, sčítáním a nahráváním hlasů. Celé pozorování bylo doplněno ještě o náhodné nálezy z různých ověřených zdrojů.

3.3.1.1 Mapovací síť

K mapování byla využita mezinárodní souřadnicová síť KFME, s geografickým členěním kvadrátů o velikosti 10° zeměpisné délky × 6° zeměpisné šířky (tj. zhruba 12 × 11,2 km). Celé sledované území pokrývá 471 čtverců (Flousek et al., 2015).

3.3.1.2 Terénní sběr dat

Data o výskytech ptáků byla shromážděna v letech 2012-2014. Mapování probíhalo tzv. hodinovou metodou, kdy po dobu 60 minut byly v každém kvadrátu postupně zaznamenávány druhy všech ptáků, které byly registrovány. Mapovatel musel projít celou plochu kvadrátu tak, aby navštívil, pokud možno všechny typy biotopu, které se v daném kvadrátu nacházely. V šesti desetiminutových blocích aktivně vyhledával a přesně determinoval nalezené druhy. Každý druh se zaznamenával pouze jednou, pokud se během měření ve stejném kvadrátu objevil jiný jedinec stejného druhu, už

zaznamenán nebyl. Každých deset minut se na papíře nebo zaznamenávacích archu oddělilo čarou a pokračovalo se dále na další blok. Nakonec se všechny zaznamenané druhy sečetly a zaznamenaly do databáze. Ke kontrole mapování každého kvadrátu došlo za hnízdní období celkem třikrát v každém roce, a to v měsíci dubnu, květnu a červnu. Mapování probíhalo vždy za příznivého počasí, v ranních nebo odpoledních hodinách.

Ke kvantitativnímu sčítání jedinců druhů byla použita tzv. bodová metoda, při které se po dobu pět minut zaznamenávají všichni vidění a slyšení ptáci na určité lokalitě. Kvadráty byly rozděleny na deset typů, podle převládajícího biotopu, který se v něm nachází. Poté bylo náhodně vybráno 120 kvadrátů tak, aby byly ve spravedlivém poměru zastoupeny všechny typy biotopů a v každém z těchto kvadrátů bylo vymezeno 16 bodů, ze kterých bylo náhodně vybráno 8 bodů, ve kterých pak probíhalo sčítání druhů. Proběhly dvě kontroly sčítání, pokaždé na stejných osmi bodech, a to zhruba v první polovině května a první polovině června. Pořadí, ve kterém se chodilo na jednotlivé body bylo vždy jiné. Sčítání proběhlo jen za příznivých podmínek v ranních hodinách.

Akustický průzkum byl proveden v letech 2013-2014 ve všech mapovacích kvadrátech, pomocí speciálních digitálních zvukových záznamníků umožňujících detekci skrytých druhů či druhů s noční aktivitou života (Kodet a Kořínková, 2014). Stereofonní záznamy byly pořizovány pomocí přístrojů Olympus DS-50, DS-55, DS-65, DM-450 a DM-650, ve formátu *.wma*. Přesná poloha umístění byla zaznamenána pomocí přístroje GPS. V každém kvadrátu proběhlo zaznamenávání v jednom ze dvou hnízdních období a během jedné noci. Pokaždé bylo zařízení umístěno na lokalitě nejméně 12 hodin, kdy začátek měření byl minimálně dvě hodiny před západem slunce a konec měření minimálně dvě hodiny po východu slunce. Měření probíhalo opět pouze za vhodných podmínek počasí, bez silného větru a silných srážek. Cílem tohoto měření bylo zachytit akusticky se projevující jedince. Analýzy nahrávek a určování druhů byly provedeny speciálním programem AM Services (viz Savický, 2008).

3.3.2 Data získaná z dálkového průzkumu Země

Pro vyhotovení této práce byla použita již existující data z leteckého laserového skenování, pořizena během roku 2012 a 2013. Správa Krkonošského národního parku vypsal veřejnou zakázku jejímž cílem mělo být snímkování a letecké laserové

skenování území 550 km² národního parku včetně následného vyhodnocení. Skenování bylo součástí projektu podpořeného prostředky z Evropského fondu pro regionální rozvoj, KRKONOŠE v INSPIRE – společný GIS v ochraně přírody a realizovala ho společnost GEODIS. Projekt zahrnoval celkem čtyři části, které jsou cenným zdrojem pro různé analýzy území a struktury vegetace (Puchrik et Nýdrle, 2013).

3.3.2.1 Lidar data

V druhé části projektu došlo během 16 letových dní k vytvoření laserového mračna bodů s hustotou 5 bodů/m². Bylo naskenováno celkem 553 letových řad pomocí leteckého laserového skeneru RIEGL LMS Q-680i. Součástí skeneru je rotační polygonové zrcadlo, které skenuje v paralelních liniích rychlostí 10-200 linií za sekundu. Zorný úhel tohoto skeneru je od 30-60°. Získaná mračna jsou tvořena celkem 460 dílčími soubory v komprimovaném formátu *.laz*. Mračna musela být poté urovnána, klasifikována a následně z nich byly vytvořeny digitální modely terénu a povrchu. Digitální model terénu (DTM) byl vytvořen z odrazů klasifikovaných jako terén a digitální model povrchu (DSM) byl vytvořen z odrazů klasifikovaných jako povrch. Zbylé části projektu nejsou pro tuto práci nezbytně důležité, nicméně celé toto skenování bylo realizováno ve velkém, do této doby ojedinělém rozsahu a přineslo významné podklady k cenným analýzám, které jsou hojně využívány např. v lesnictví a ochraně přírody (Puchrik et Nýdrle, 2013).

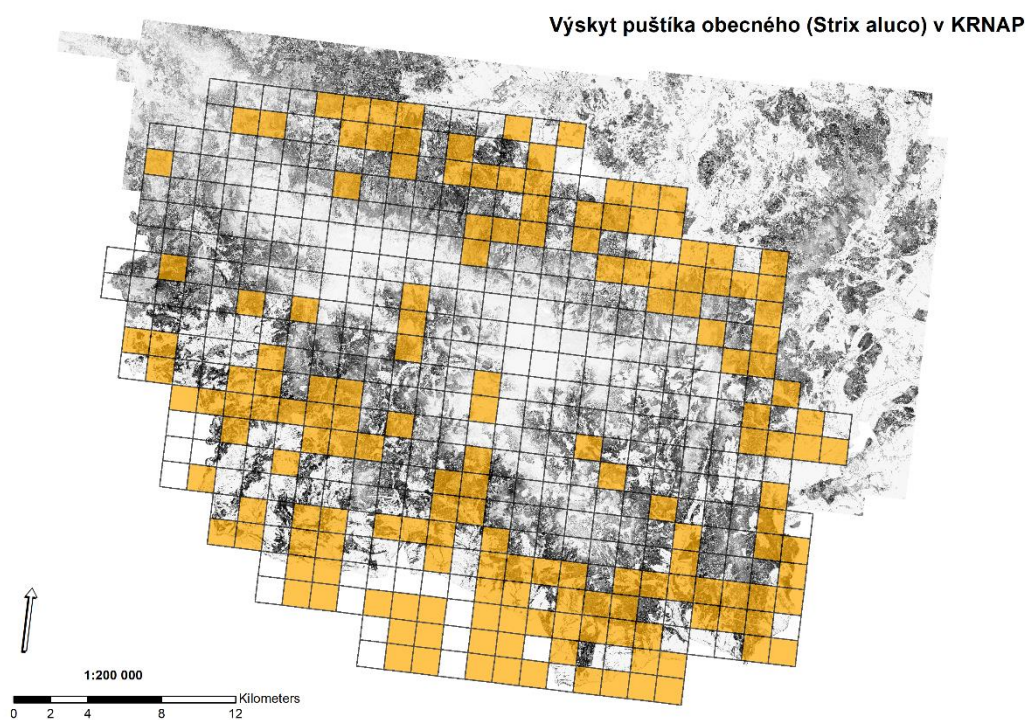
3.4 Použitý software

Data LLS byla zpracována s využitím nástrojů LAStools, verze 140615. Analýzy DTM, CHM modelů a svažitosti terénu byly provedeny v prostředí ArcGIS pro desktop 10.8.1. K přípravě dat pro modelování byl použit Microsoft Office Excel 2016 a tvorba modelu proběhla v prostředí R 4.1.1.

3.5 Zpracování dat

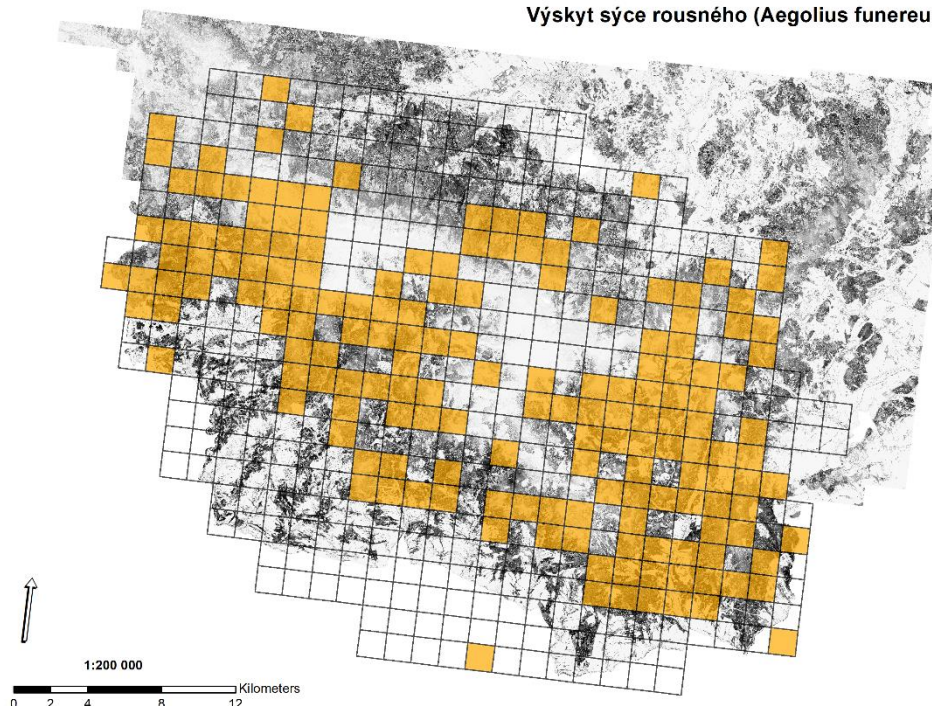
3.5.1 Zpracování nálezových dat

Původní data, která mi byla poskytnuta jsou tvořena celkem dvěma tabulkami ve formátu *.xls* s nálezy jednotlivých druhů v kvadrátech. V řádcích jsou uvedeny druhy a ve sloupcích čísla kvadrátů se zaznamenanými nálezy. Jedním z prvních kroků je přepsání výskytů ptáků do polygonové vrstvy, která obsahuje mřížku kvadrátů. Tímto způsobem se získá přehled o tom, v jakých kvadrátech se dané druhy vyskytují a nevyskytují. V atributové tabulce polygonové vrstvy byly vytvořeny dva sloupce *vyskyt_syc* a *vyskyt_pus*, kam se poté do sloupců zaznamenalo č. 1 pokud se druh v daném kvadrátu nachází a č. 0, pokud se druh v daném kvadrátu nenachází. Pro grafické znázornění byly v prostředí ArcMap vytvořeny mapy výskytu pro každý druh zvlášť (Obr. 4 a 5).



Obr. 4: Výskyt puštíka obecného (*Strix aluco*) v KRNAP.

Výskyt sýce rousného (*Aegolius funereus*) v KRNAP

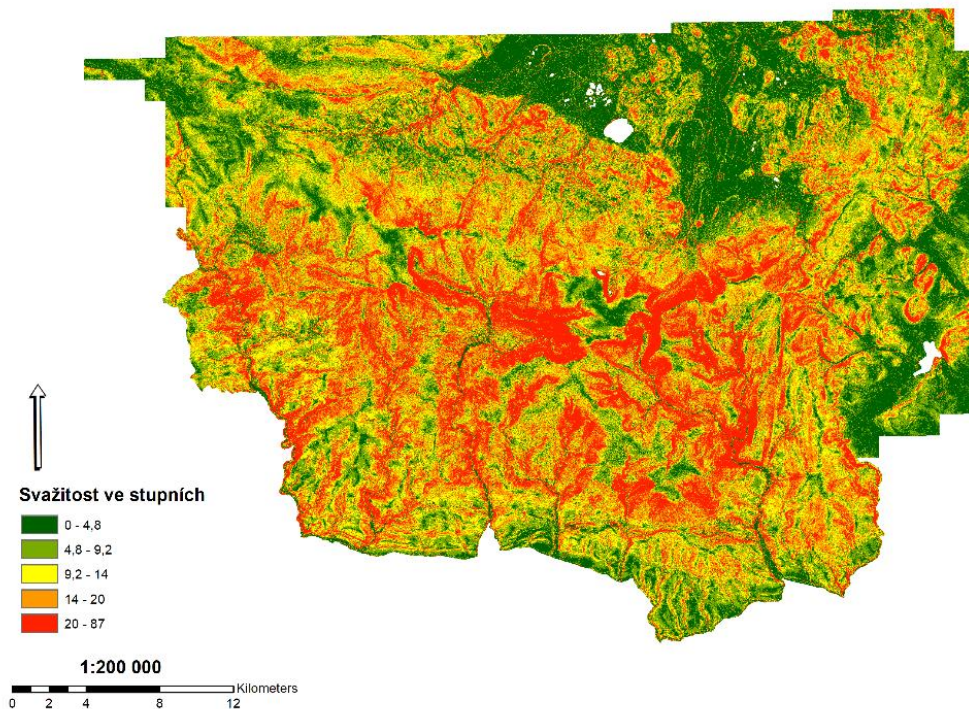


Obr. 5: Výskyt sýce rousného (*Aegolius funereus*) v KRNAP.

3.5.2 Zpracování dat LLS

3.5.2.1 Charakteristiky terénu

Charakteristiky terénu byly vygenerovány v programu ArcMap, do kterého byla nahrána vrstvu *krap_dtm_1m_clip* v rozlišení 1 m a ve formátu *.tif*. Z tohoto rastru byla poté za pomoci nástroje *Zonal Statistics as Table* vypočítána průměrná nadmořská výška (atributy *MEAN*), rozsah nadmořské výšky (atribut *RANGE*) a směrodatná odchylka nadmořské výšky (atribut *STD*). Z DTM rastru byl dále funkcí *Slope* vytvořen nový rastr pro sklon terénu (obr. 6) a také u něho byla spočítána průměrná svažitost funkcí *Zonal Statistics as Table* atribut *MEAN* a stejným způsobem i směrodatná odchylka svažitosti atribut *STD*.



Obr. 6: Mapový výstup svažitosti.

3.5.2.2 Charakteristiky vegetace

Pro výpočty charakteristik vegetace byla použita vrstva *krnap_chm_1m.tif* v rozlišení 1 m. Z tohoto rastru byla spočítána funkcí *Zonal Statistics as Table* průměrná výška vegetačního pokryvu (atribut *MEAN*) a směrodatná odchylka výšky vegetačního pokryvu (atribut *STD*).

Z dat leteckého laserového skenování byly poskytnuty ještě další odvozené metriky týkající se struktury vegetace, a to rozdělení na bylinné patro od 0-2 m, křoviny od 2 do 5 m a stromy nad 5 m. Další metrikou jsou percentily, které udávají procento hustoty odrazů v dané výšce. Pro obě tyto metriky stejně jako pro ty předešlé byla spočítána směrodatná odchylka a průměr zonální statistikou.

Všechny tyto hodnoty byly následně spojeny do jedné tabulky i s výskyty daných ptáků, Spojení tabulek proběhlo přes nástroj *Join* a poté byla tabulka vyexportována ve formátu *.dbf*. Všechny tyto metriky představují možné prediktory pro vysvětlení variability, ale ne všechny musí být nakonec užitečné. Přehled všech připravených prediktorů ukazuje tabulka 1.

Průměrná nadmořská výška	DTM_MEAN
Směrodatná odchylka nadmořské výšky	DTM_STD
Rozptyl nadmořské výšky	DTM_RANGE
Průměrná svažítost	SLO_MEAN
Směrodatná odchylka svažítosti	SLO_STD
Průměrná výška vegetace	CHM_MEAN
Směrodatná odchylka vegetace	CHM_STD
Průměrná densita vegetace 0-2 m	D00_MEAN
Směrodatná odchylka density vegetace 0-2 m	D00_STD
Průměrná densita vegetace 2-5 m	D01_MEAN
Směrodatná odchylka density vegetace 2-5 m	D01_STD
Průměr density vegetace v 5 a více m	D02_MEAN
Směrodatná odchylka density vegetace v 5 a více m	D02_STD
Průměr výšky vegetace v 50 % percentilu	P50_MEAN
Směrodatná odchylka výšky vegetace v 50 % percentilu	P50_STD
Průměr výšky vegetace v 25 % percentilu	P25_MEAN
Směrodatná odchylka výšky vegetace v 25 % percentilu	P25_STD

Tab. 1: Přehled vybraných charakteristik vegetace a terénu a jejich označení.

3.6 Modelování vztahu mezi druhem a prostředím

3.6.1 Boosted regression trees

BRT (boosted regression trees) jsou ekology velmi oblíbené statistické modely, jejichž algoritmus je flexibilní a dokáže pro práci využívat objemné soubory rozdílných dat. Modely BRT jsou jednou z několika technik, která má za cíl zlepšit výkonnost jednotného modelu tím, že sestaví mnoho různých modelů a poté je nakombinuje tak, aby výsledný model byl schopen vybrat adekvátní proměnné a automaticky identifikovat a modelovat predikce. Prediktory a body rozdělení jsou vybírány tak, aby se minimalizovaly chyby predikce. Tato technika využívá pro svoje fungování dva algoritmy: regresní neboli rozhodovací stromy (CART) a *boosting* neboli posilován, které zlepšuje přesnost modelu a snaží se odstranit jeho nedostatky (Elith et al. 2008).

Regresní stromy mají několik výhodných vlastností, oblíbené jsou zejména pro svoji snadnou a intuitivní vizualizaci. Predikční proměnné mohou být libovolného typu (číselné, binární, kategoriální atd.) a výsledky i tak nebudou ovlivněny transformacemi a rozdílnými měřítky mezi prediktory. Hierarchická struktura stromu znázorňuje, že odezva na jednu vloženou proměnnou závisí na proměnných umístěných výše ve

stromu, díky tomu mohou být interakce mezi prediktory automaticky modelovány. Dalšími výhodnými vlastnostmi jsou odolnost vůči vlivu extrémně odlehlých hodnot a odolnost vůči zahrnutí irelevantních proměnných (Leathwick et al. 2006). Ve srovnání s jinými metodami dosahují tyto modely často stejné přesnosti, ale vytvářejí mnohem názornější a přehlednější vizualizaci. Nevýhodou stromů může být jejich nestabilita, i při malé změně vstupních dat se výsledky mohou značně lišit (Klaschka et al. 2004).

Tento problém se snaží odstranit právě „boosting“, což je sekvenční metoda pro zlepšení přesnosti modelu. Pro ladění modelu se v každé etapě fitování modelu použije určitý počet stromů, který je přidán k dříve vypěstovaným stromům, a jak se soubor rozrůstá, k-násobná křížová validace je použita k odhadu optimálního počtu stromů a jsou zachovány ostatní konstantní parametry (Valavi et al. 2021). Důležitým prvkem BRT modelů je stochasticita neboli náhodnost, což v podstatě znamená, že po každém spuštění bude model vykazovat nepatrně jiné výsledky. Tento prvek zlepšuje předpovědní schopnost a zmenšuje odchylku výsledného modelu.

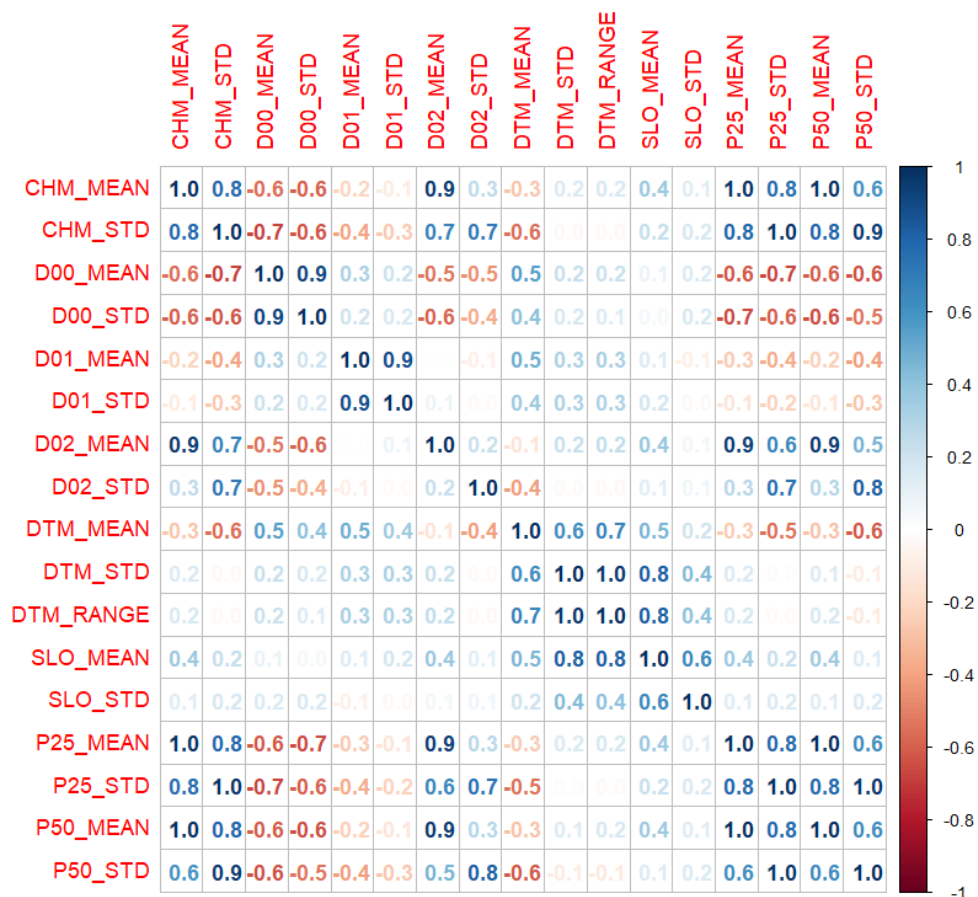
Jedny z nejdůležitějších parametrů této metody jsou počet stromů a „learning rate“. Hodnota „learning rate“ snižuje váhu každého stromu přidaného do modelu. To znamená, že žádný strom v modelu nemá svoji celkovou váhu. Pokud je „learning rate“ snižován, zvýší se počet stromů, což je pro přesnost modelu preferováno. Počet stromů je podmíněn daty o výskytu druhu a časem, který je potřeba k vyhotovení modelu (Brown et al. 2012; Elith et al. 2008; Leathwick et al. 2006).

3.6.1.1 Výběr prediktorů

Před tím, než bude provedeno samotné modelování, je nutné posoudit prediktory a vybrat z nich ty, které budou v modelech následně použity. Je nutné si uvědomit, že každý druh bude potřebovat jiné prediktory a pro tuto práci se musí udělat výběr pro každý druh zvlášť.

K modelování byla použita metoda BRT nainstalovaná v prostředí R Studia s balíčky *gbm* a *dismo*. Pomocí funkce *cor*, která vypočítá korelační koeficient, a grafického zobrazení *corrplot* (obr. 7) byla zjištěna korelace mezi všemi proměnnými. Tmavě modrá a tmavě červená barva zobrazují vysokou míru korelačního koeficientu. Jako hranice únosné korelace byla zvolena hodnota 0,7. Prediktory, které dosahují vyšší korelace, jsou z modelu odstraněny a není s nimi dále počítáno. Pro každou sovu byly

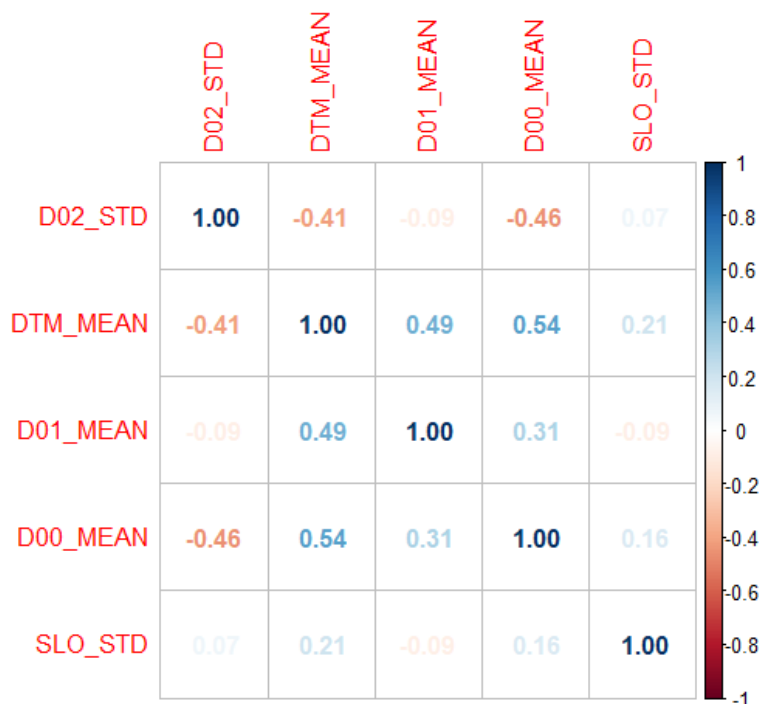
vybrány jiné prediktory výskytu vzhledem k jejich rozdílným nárokům na stanoviště a habitaty.



Obr. 7: Korelace mezi všemi prediktory.

3.6.1.1.1 Výběr prediktorů pro puštíka obecného

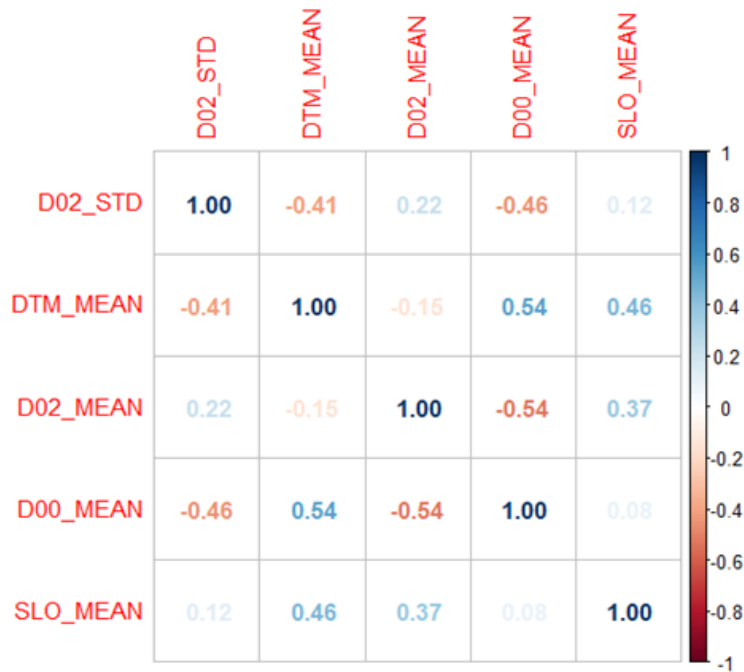
Na základě spuštění modelu se všemi proměnnými byly odstraněny proměnné P25_MEAN, P50_MEAN, D02_MEAN, SLO_MEAN, CHM_MEAN. Dále došlo k odstranění proměnných, které byly výrazně korelovány s jinými proměnnými CHM_STD, D00_STD, D01_STD, P25_STD, DTM_RANGE, DTM_STD a P50_STD. Bylo vybráno 5 finálních prediktorů, které jsou vyobrazeny na obrázku 8, tyto prediktory dle modelu nejlépe popisují variabilitu výskytu daného druhu.



Obr. 8: Vybrané prediktory pro výskyt puštíka obecného.

3.6.1.1.2 Výběr prediktorů pro sýce rousného

Obdobně byly prediktory vyhodnoceny pro sýce rousného, model byl opět nejprve spuštěn se všemi proměnnými a následně byly odstraněny ty s nejmenší mírou vyhodnocené variability CHM_STD, P25_STD, P50_MEAN, D01_MEAN, P50_STD, DTM_RANGE, CHM_MEAN, SLO_STD. Dále byly odstraněny proměnné, které jsou výrazně korelované s jinými proměnnými D00_STD, P25_MEAN, D01_STD a DTM_STD. Znovu bylo vybráno 5 proměnných (Obr. 9) vysvětlujících největší míru variability druhu.



Obr. 9: Vybrané prediktory pro výskyt sýce rousného.

3.6.1.2 Výpočet míry vysvětlené variability

Pomocí funkce `gbm.step` byly získány hodnoty *mean total deviance* a *estimated cv deviance*, pomocí nichž byla spočítána celková míra vysvětlené variability v procentech vzorcem:

$$[(\text{estimated cv deviance} / \text{mean total deviance}) * 100] - 100 = \text{deviance explained}$$

Hodnota *Residual deviance* udává míru nevysvětlené variability ve srovnání s celkovou variabilitou, a tedy platí, že čím nižší bude tato hodnota, tím více variability bude danými prediktory vysvětleno. Dále byla použita funkce `summary`, která vypočítává procento vysvětlené variability jednotlivých vybraných prediktorů. Tyto prediktory se mohou zobrazit ve formě grafů pomocí funkce `plot`.

4 Výsledky

4.1 Predikce výskytu puštíka obecného

Výsledkem tohoto výběru je model vysvětlující přibližně 18 % variability výskytu puštíka obecného při celkovém počtu nafitovaných 1400 fixních stromů (tab. 2).

	puštík obecný	sýc rousný
počet fixních stromů	1400	1350
mean total deviance	1.272	1.326
estimated cv deviance	1.035	1.019
AUC score	0.78	0.81
vysvětlená variabilita	18 %	23 %

Tab. 2: Vysvětlená variabilita obou druhů.

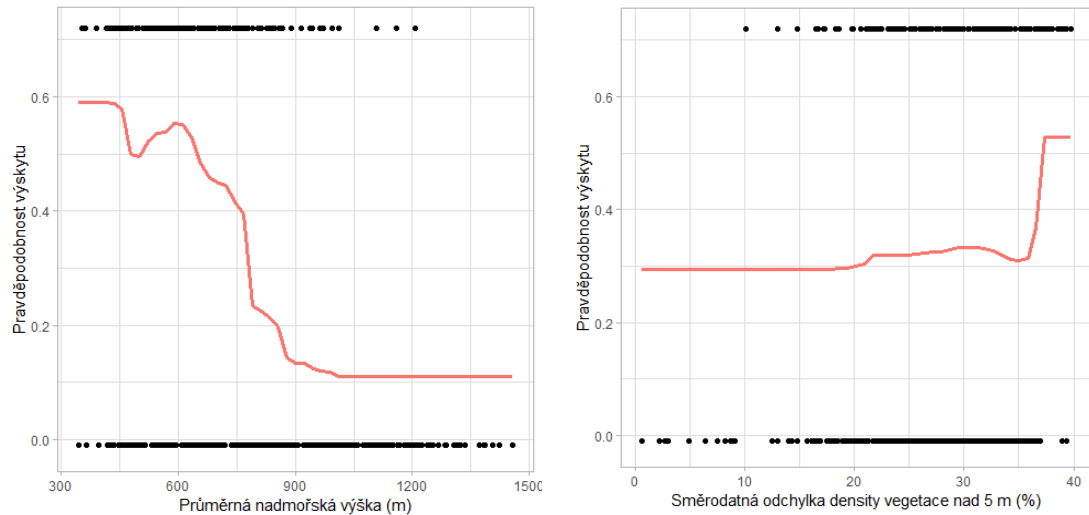
U tohoto modelu vysvětlují nejvíce variability (tab. 3): průměrná hodnota nadmořské výšky (59 %), směrodatná odchylka density vegetace nad 5 m (14 %), směrodatná odchylka svažitosti (10 %), průměrná densita vegetace ve 2-5 m (8 %) a průměrná densita vegetace od 0-2 m (7 %).

Prediktory	vysvětlená variabilita
směrodatná odchylka density vegetace nad 5 m	14 %
průměrná nadmořská výška	59 %
průměrná densita vegetace ve 2-5 m	8 %
průměrná densita vegetace od 0-2 m	7 %
směrodatná odchylka svažitosti	10 %

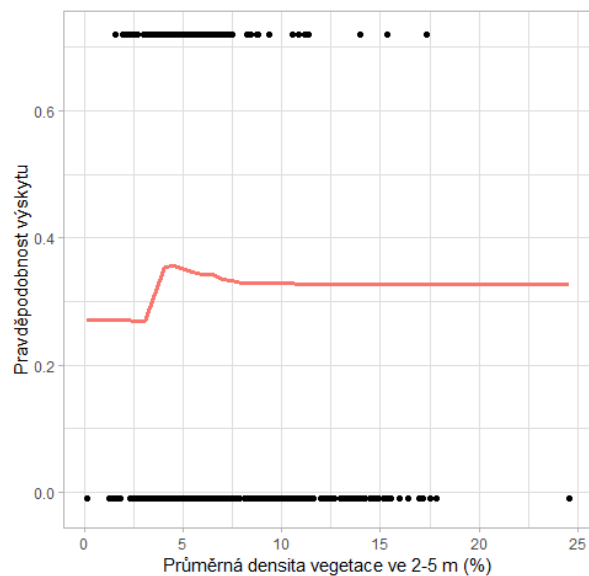
Tab. 3: Prediktory vysvětlující nejvíce variability pro puštíka obecného.

4.1.1 Grafy závislosti výskytu druhu na parametrech prostředí

Graf závislosti výskytu druhu na parametrech prostředí ukazuje strmý pokles pravděpodobnosti výskytu puštíka obecného v rozmezí nadmořských výšek 430-850 m n.m. Nárůst pravděpodobnosti výskytu je patrný se směrodatnou odchylkou density vegetace nad 5 m, pokud je vyšší než 35 % (Obr. 10). Graf vyobrazený na obrázku 11 popisuje závislost výskytu druhu na průměrné densitě vegetace ve 2-5 m, která strmě roste při hodnotách 3-4 %. Efekt zbylých prediktorů je zanedbatelný.



Obr. 10: Graf závislosti výskytu puštíka obecného na průměrné nadmořské výšce (vlevo) a směrodatné odchylce výšky vegetace nad 5 m (vpravo). Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu.



Obr. 11: Graf závislosti výskytu puštíka obecného na průměrné hustotě vegetace ve 2-5 metrech. Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu.

4.2 Predikce výskytu sýce rousného

Výsledkem BRT modelu je přibližně 23 % vysvětlené variability u tohoto druhu, při celkovém počtu nafitovaných 1 350 fixních stromů (viz tab. 2). Prediktory vysvětlující variabilitu výskytu tohoto druhu jsou popsány v tabulce 4: průměrná hodnota nadmořské výšky (45 %), průměr density vegetace v 5 a více metrech (20 %),

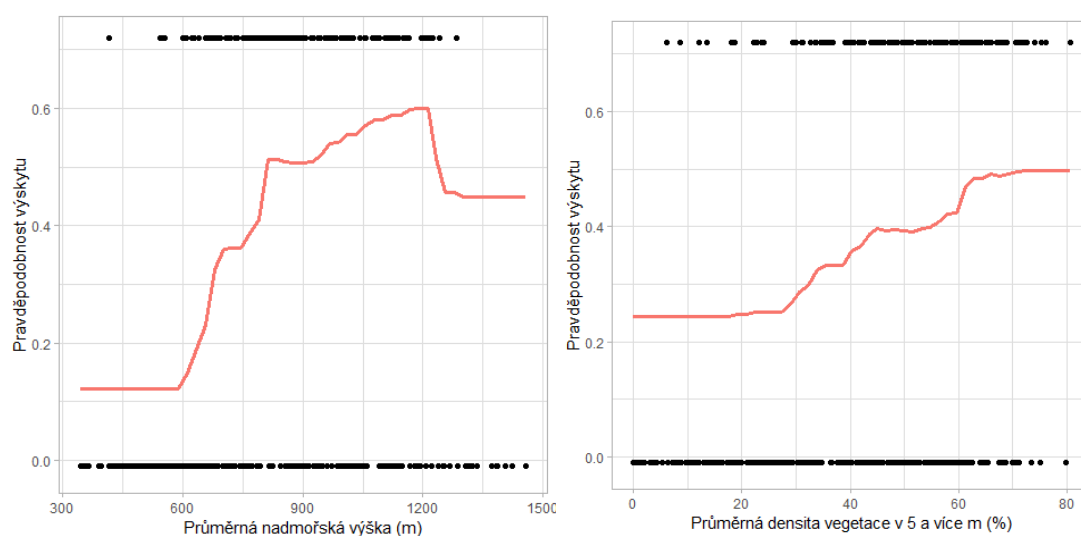
průměrná svažítost (17 %), průměrná densita vegetace od 0-2 m (12 %) a směrodatná odchylka density vegetace v 5 a více metrech (5 %).

Prediktory	vysvětlená variabilita
průměrná hodnota nadmořské výšky	45 %
průměrná densita vegetace od 0-2 m	12 %
průměr svažítosti	17 %
směrodatná odchylka density vegetace v 5 a více m	5 %
průměr density vegetace v 5 a více m	20 %

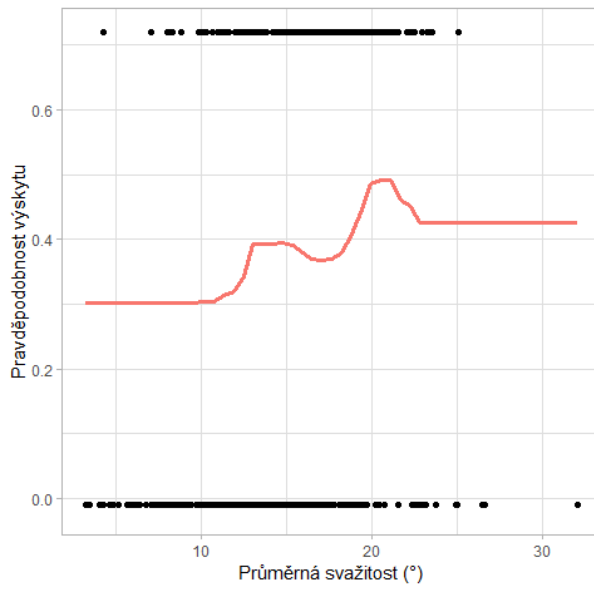
Tab. 4: Prediktory vysvětlující nejvíce variability pro sýce rousného.

4.2.1 Grafy závislosti výskytu druhu na parametrech prostředí

Graf závislosti výskytu druhu na parametrech prostředí na obrázku 12 ukazuje, strmý nárůst výskytu druhu při nadmořských výškách nad 600 m n.m. a klesá na horní hranici lesa kolem 1200 m. Podobný, nicméně pozvolnější nárůst vykazuje pravděpodobnost výskytu s rostoucí hodnotou density vegetace nad 5 m a nárůst výskytu při průměrné svažítosti $12,5^\circ$ (obr. 13).



Obr. 12: Graf závislosti výskytu sýce rousného na průměrné nadmořské výšce (vlevo) a průměrné densitě vegetace v 5 a více m (vpravo). Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu.



Obr. 13: Graf závislosti výskytu sýce rousného na průměrné svažitosti. Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu.

5 Diskuze

Pro výskyt puštíka obecného se jako nejdůležitějším prediktorem ukázala být nadmořská výška. Podle této práce optimální nadmořská výška dosahuje 450-850 m n.m. Tento model byl zkoušen v nižších nadmořských výškách pod 1000 m n.m., kde se puštík běžně vyskytuje, ale výsledky nepřinesly nic nového a vysvětlily minimum variability. Z atlasu hnízdního rozšíření KRNAP dle Flousek et al., 2015 vyplývá, že rozšíření tohoto druhu je do 800 m n.m., což by tedy odpovídalo i našemu modelu. Z atlasu také vyplývá, že puštík má rád listnaté nebo smíšené porosty s občasným zastoupením zemědělské krajiny a rozptýlenou méně vzrostlou zelení, což potvrzují i další dva zvolené prediktory. V porostech nad 5 metrů puštík vyhledává středně zapojené koruny stromů za předpokladu, že se na lokalitách nachází dostatek přírodních nebo umělých dutin vhodných k hnízdění (Dusík et Grúz, 2015). Čili závisí výskyt i na přítomnosti datla černého, který mu hloubí vhodné dutiny. V porostech nižších od 2 do 5 metrů vzrůstu puštík jasně preferuje vegetaci s menším zápojem, což mu výrazně pomáhá při lovu kořisti. Celkově má výskyt puštíka obecného v KRNAPu rostoucí tendenci, čemuž přispívá velké množství hnízdních budek, které jsou aktivně rozmíst'ovány v nadmořských výškách do 800 m (Dusík et Grúz, 2015). Jedná se o jednu z nejhojnějších sov na tomto území, odhad početnosti je 100-130 párů a v současné době tedy není třeba tyto sovy nějak významně chránit (Flousek et al., 2015).

U sýce rousného se jako nejvíce vysvětlující prediktor pro výskyt ukázala také nadmořská výška, která tomuto druhu v této lokalitě vyhovuje nejvíce od 600 do 1200 m n.m. V nižších nadmořských výškách je tento druh výrazně ovlivňován přítomností puštíka obecného, jakožto významného predátora v této lokalitě. Jako druhým nejdůležitějším prediktorem se ukázala průměrná densita vegetace v 5 a více metrech, která má rostoucí tendenci od 30-60 %. Z toho vyplývá, že tomuto druhu vyhovují hustší převážně smrkové porosty s občasným zastoupením holin a mýtin (Flousek et al., 2015). Nevadí mu také hnízdit na solitérních stromech za předpokladu, že jsou v nich dutiny vhodné pro hnízdění. Dalšími nejvíce osídlovanými stromy jsou buky a borovice (Kloubec et al., 1986). Poslední zde zvolenou proměnnou je svažítost, která vzhledem k rozměru kvadrátů nemusí mít dostačující signifikanci. Nicméně ji zde popíšu, protože vysvětlila poměrně vysokou hodnotu variability pro tento model. Výskyt tohoto druhu poměrně strmě roste se zvyšujícími se stupni svažítosti, což

navazuje také na vyšší nadmořskou výšku, ve které se tento druh pohybuje. Sýc rousný je spíše méně početnou sovou na našem území, celkově se početnost odhaduje na 120-160 páru v České republice. V porovnání s mapováním z minulých let vzrostla početnost tohoto druhu o 40 %, to ale může být způsobeno kvalitou mapování či sběrem dat (faktor lidské chyby). U tohoto druhu hrají velkou roli dutiny pro hnízdění, proto je zde velmi důležitý šetrný management v porostech například ponechávání tzv. doupních stromů (Kloubec et al., 1986).

V této práci má největší hodnotu vysvětlené variability nadmořská výška, což může být způsobeno vzájemnou konkurencí mezi pozorovanými druhy. Kdy s největší pravděpodobností došlo právě z pohledu nadmořské výšky k diferenciaci nik druhů na této lokalitě. Oba druhy se značně liší ve využívání biotopů, a přestože oba vykazují vlastnosti shlukovité distribuce, při společném výskytu působí uniformně a negativně se ovlivňují (Vrezec, 2004). Tyto druhy se také odlišují v preferencích na hustoty porostů, zejména je zde výrazný rozdíl ve výškách nad 5 metrů. Oba druhy se ale shodují v upřednostňování porostů s občasným zastoupením holin a mýtin. Vzhledem k vysoké míře korelace mezi některými proměnnými vstupovalo do modelu pouze několik ze všech připravených charakteristik. Většina z nevybraných proměnných vysvětlila pouze nepatrné procento variability. Také ale mohlo dojít k chybě při vybírání proměnných a třeba by model s jinými proměnnými vysvětlil více variability. Spustit model s jinými proměnnými by mohl být námět pro budoucí studia.

Ukázalo se, že LiDAR data jsou kvalitním podkladem pro modelování vztahu druhů a prostředí. V úvahu ale musíme vzít kvalitu skenování a následné zpracování mračen, při kterém mohlo dojít k řadě chyb, které mohly negativně ovlivnit výsledný model. Mezi sběrem dat použitých k predikování není téměř žádná časová prodleva. Lidarová data i data o výskytech byla pořízena v rozmezí let 2012-2014, tudíž je zde velmi silný předpoklad pro kvalitu modelování výskytů, jelikož se lokality nijak významně v průběhu let nezměnily. I kdyby zde nějaká časová prodleva byla, nemuselo by to mít, jak vyplývá z dostupných studií (Goetz et al., 2007; Lesak et al., 2011; Vierling et al., 2014), vliv na modelování vztahů, jelikož ve vyspělých lesních ekosystémech jsou změny relativně pomalé (Moudrý et al., 2021). V roce 2019 byl spuštěn nový projekt na terénní mapování KRNAPu, který navazuje na již zmíněné skenování z let 2013-2014 a využívá data z tohoto skenování. Cílem je získat kvalitní posouzení prostředí jako podklad pro budoucí ochranu na lokalitách. Geodatabáze bude obsahovat

posouzení přírodovědné a ochranné hodnoty a stupně jejich ohrožení včetně případných doporučení pro jejich ochranu. Tento projekt by měl být dokončen roku 2023 a bude velkým přínosem pro další mapování výskytu druhů (Krause et Pilous, 2021).

6 Závěr

Výsledky této práce potvrzují, že data získaná leteckým laserovým skenováním jsou kvalitním podkladem pro výpočet variability výskytu druhu v lesních i nelesních ekosystémech. Také jsou vhodnými vstupními daty pro výpočet jednotlivých proměnných vysvětlujících variabilitu druhů. Ukázalo se, že proměnné vysvětlující nejvíce variability výskytu pro puštíka obecného jsou průměrná nadmořská výška, směrodatná odchylka density vegetace nad 5 m, směrodatná odchylka svažitosti a průměrná densita vegetace ve 2-5 m. Vybraným BRT modelem bylo u tohoto druhu vysvětleno 18 % variability výskytu, což lze pokládat za poměrně nízkou nicméně ne zanedbatelnou hodnotu. U sýce rousného se ukázaly jako nejvíce vysvětlující proměnné pro výskyt průměrná nadmořská výška, průměrná densita vegetace nad 5 m a průměrná svažitost. Celkově BRT model vysvětlil 23 % variability výskytu tohoto druhu, což lze považovat za poměrně vysokou hodnotu. Nicméně tyto modely mohou být ovlivněny celou řadou chyb, například při odstraňování vysoce korelovaných proměnných mohlo dojít ke špatnému výběru, a tedy mohla být odstraněna podstatně signifikantnější proměnná. Námětem pro další výzkum by mohlo být použití jiných proměnných a jiných typů modelů pro predikci vztahu druhů a prostředí, které by třeba přinesly vyšší míru vysvětlené variability.

7 Literatura

- ADÁMEK, Karel: Památce Jana hrabě Harracha. Časopis českého musea, 1910.
- BAKX, Tristan RM, et al. Use and categorization of light detection and ranging vegetation metrics in avian diversity and species distribution research. *Diversity and Distributions*, 2019, 25.7: 1045-1059.
- BALTSAVIAS, Emanuel P. Airborne laser scanning: existing systems and firms and other resources. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 1999, 54.2-3: 164-198.
- BARTOŠ, Martin. Historie krkonošských bud. Vrchlabí: Správa Krkonošského národního parku, 2016, 208 s. ISBN 978-80-7535-029-9.
- BEGON, Michael. Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Překlad Bronislava GRÝGOVÁ, překlad Barbara KÖBERLEOVÁ. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého, 1997, 949 s.
- BROWN L. B., Maya J. T., Rehn A. C., Ode P. O., Waitec I. R., K. 2012: Predicting biological condition in southern California streams. *Landscape and Urban Planning* 108: 17–27.
- CARBOL, Stanislav; KLIMÁNEK, Martin. Využití dat leteckého laserového skenování pro zjišťování základních taxačních parametrů lesních porostů.
- DIVIŠ, Tomáš. Několik poznámek k rozšíření a ekologii sýce rousného (*Aegolius funereus*). Toto číslo sborníku bylo vydáno za přispění Pardubického kraje., 2004, 47.
- DOBÍHAL, Michal. Ústup budního hospodářství a dynamika sukcese lesa v Krkonoších. 2018.
- DOLANSKÝ, Tomáš. Lidary a letecké laserové skenování. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, 2004. *Acta Universitatis Purkynianae*. ISBN 80-7044-575-0.
- DUSÍK Miroslav a GRÚZ Jan. 2015: Budková populace puštíka obecného (*Strix aluco*) v Krkonošském národním parku a jeho ochranném pásmu. PRUNELLA zpravodaj Oblastní ornitologické sekce při Správě Krkonošského národního parku. Vrchlabí: Správa Krkonošského národního parku, 2015. S 15-23. ISBN ISBN 978-80-7535-021-3.
- ELBERINK, Sander Oude; MAAS, Hans-Gerd. The use of anisotropic height texture measures for the segmentation of airborne laser scanner data. *International archives of photogrammetry and remote sensing*, 2000, 33.B3/2; PART 3: 678-684.
- ELITH, Jane; LEATHWICK, John R.; HASTIE, Trevor. A working guide to boosted regression trees. *Journal of animal ecology*, 2008, 77.4: 802-813.

- ERLEBACH Martin, ROMPORTL Dušan. 2021: Časoprostorová distribuce turismu v Krkonoších a jeho environmentální dopady. *Opera Corcontica* 58: 5–25.
- FILIN, Sagi. Surface classification from airborne laser scanning data. *Computers & Geosciences*, 2004, 30.9-10: 1033-1041.
- FLOUSEK Jiří., et al. 2015: Ptáci Krkonoš – atlas hnízdního rozšíření 2012–2014 / Ptaki Karkonoszy – atlas ptaków lęgowych. 2012–2014. Správa KRNAP Vrchlabí, Dyrekcja KPN Jelenia Góra: 480 pp.
- FOGL, Michal. Letecké LIDARové systémy a jejich využití v ekologii a hydrologii. Praha, 2013. Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, katedra prostorových věd. Vedoucí práce doc. Ing. Vítězslav Moudrý, Ph. D.
- FRANKLIN, Janet. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, 2010.
- GERŽA, Michal. Endemismus v České republice. (online) Ochrana přírody. [cit. 2023.03.31], dostupné z <<https://web.archive.org/web/20130728150731/http://www.casopis.ochranaprirody.cz/Vyzkum-a-dokumentace/endemismus-v-ceske-republice.html>>
- GOETZ, Scott, et al. Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment*, 2007, 108.3: 254-263.
- GRAF, Roland F. et al. Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257.1: 160-167.
- HUDEC, Karel, et al. Fauna ČR. Ptáci 2. Academia, Praha, 2005, 581-1203.
- JACOBSEN, Karsten; LOHMANN, Peter. Segmented filtering of laser scanner DSMs. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2003, 34.3/W13.
- JOHN, Jan. Letecké laserové skenování (ALS/LIDAR) a možnosti jeho využití v archeologii–úvodní informace o projektu. In: Kuchařík, M. a L. Gál a J. Košťál (red.). Počítačová podpora v archeologii III. Sborník příspěvků z deváté konference konané v Litomyšli. 2010. p. 2010.
- KLAPKA, Pavel, et al. Ekosystémové přístupy k zonaci Krkonošského národního parku a Biosférické rezervace Krkonoše. *Geoekologické problémy Krkonoš. Sborník Mez. Věd. konf. Říjen 2006, Svoboda nad Úpou Opera Corcontica*, 44/2: 617-621.
- KLASCHKA, Jan; KOTRČ, Emil. Klasifikační a regresní lesy. ROBUST 2004. Sborník prací 13. letní školy JČMF, 2004, 177-184.
- KLOUBEC, B. Rozšíření, početnost a ekologické nároky sýce rousného (*Aegolius funereus*) v jižních Čechách. *Sborník Sovy*, 1988, 1986: 85-93.

- KODET V., Kořínková D. 2014: Akustické mapování ptáků Krkonoš. Závěr. zpráva (dep. Správa KRNAP, Vrchlabí): 29 pp.
- KRAUSE David, PILOUS Vlastimil., 2021: Podrobně mapujeme neživou přírodu Krkonoš. Krkonoše – Jizerské hory. 7/2021, S 12-13.
- LEATHWICK John R., Elith J., Francis M. P., Hastie T., Taylor P. 2006: Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress series* 321: 267–281.
- LESAK, Adrian A., et al. Modeling forest songbird species richness using LiDAR-derived measures of forest structure. *Remote Sensing of Environment*, 2011, 115.11: 2823-2835.
- LUKA, Václav. Hnízdní úspěšnost a potravní ekologie puštíka obecného (*Strix aluco*). 2012.
- MIKITA Tomáš, et al. Hodnocení metod interpolace dat leteckého laserového skenování pro detekci stromů a měření jejich výšek. *Zprávy lesnického výzkumu*. 2013, 58.2: 99-106.
- MILLER, Charles, LaFlamme, R. A. 'The digital terrain model – theory and applications' *Photogrammetr/e Eng.* Vol 24 No 3 (1958) pp 4 3 3–4 4 2
- MORIN, Kristian Walker. Calibration of airborne laser scanners. 2002. Master's Thesis. University of Calgary.
- MOUDRÝ Vítězslav, 2022: Lesson 7 – Generating Canopy Height Models, učební text ke cvičení LiDAR data processing I, Fakulta životního prostředí, ČZU, Praha.
- MOUDRÝ, Vítězslav, et al. The role of the vegetation structure, primary productivity and senescence derived from airborne LiDAR and hyperspectral data for birds diversity and rarity on a restored site. *Landscape and Urban Planning*, 2021, 210: 104064.
- MOUDRÝ, Vítězslav, et al. Vegetation structure derived from airborne laser scanning to assess species distribution and habitat suitability: The way forward. *Diversity and Distributions*, 2023, 29.1: 39-50.
- PETRIE, G.; KENNIE, T. J. M. Terrain modelling in surveying and civil engineering. *Computer-aided design*, 1987, 19.4: 171-187.
- POKORNÝ, Jiří. Potrava sýce rousného (*Aegolius funereus*) v imisemi poškozených oblastech Jizerských hor a Krkonoš. *Buteo*, 2000, 11: 107-114.
- PUCHRIK L. a Nýdrle J. 2013. Snímkování a letecké laserové skenování Krkonošského národního parku. *Geodis news*, roč. 12, č. 1, s. 24.
- RAMACHOVÁ, Zuzana a Martin MODRÝ. Ověření znalosti žáků z okolí Krkonošského národního parku o ochraně přírody v KRNAP a návrh možností

- jejich prohloubení. Technická Univerzita v Liberci, 2011. Dostupné také z:
<https://dspace.tul.cz/handle/15240/10184>
- REUTEBUCH, Stephen E. et al. Light detection and ranging (LIDAR): an emerging tool for multiple resource inventory. *Journal of forestry*, 2005, 103.6: 286-292.
- ROTH Petr, přeloženo. *Kniha ekologie*. Praha: Euromedia Group, 2020. Universum (Euromedia Group). ISBN 978-80-242-7011-1.
- SAVICKÝ J. 2008: Techniky akustického monitoringu ptáků. In: KODET V., SAVICKÝ J. & HERTL I. (eds): *Závěrečná zpráva projektu Využití informačních technologií v ornitologickém výzkumu na Vysočině*. Pobočka ČSO na Vysočině, Jihlava: 9–37.
- SHAN, Jie; TOTH, Charles K. (ed.). *Topographic laser ranging and scanning: principles and processing*. CRC press, 2018.
- ŠTURSA, Jan a VANĚK Jan. *Klenoty krkonošské tundry*. Vrchlabí: Správa KRNAP, 2016. ISBN 978-80-7535-038-1.
- TOWNSEND, Colin R., Michael BEGON a John L. HARPER. *Základy ekologie*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2010. ISBN 978-80-244-2478-1.
- VALAVI, R., Guillera-Arroita, G, Lahoz-Monfort, J.J. & Elith, J. (2021) Predictive performance of presence-only species distribution models: a benchmark study with reproducible code. *Ecological Monographs*.
- VANĚK, Jan, et al. 2013: Jedinečný výskyt reliktních a severských rostlin a živočichů v Krkonoších. *Živa* 4/2013 S 175-179.
- VIERLING, Kerri T., et al. How much does the time lag between wildlife field-data collection and LiDAR-data acquisition matter for studies of animal distributions? A case study using bird communities. *Remote sensing letters*, 2014, 5.2: 185-193.
- VREZEC, Al; TOME, Davorin. Habitat selection and patterns of distribution in a hierarchic forest owl guild. *Ornis Fennica*, 2004, 81.3: 109-118.
- WEHR, Aloysius; LOHR, Uwe. Airborne laser scanning—an introduction and overview. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 1999, 54.2-3: 68-82.
- WILSON, John P. Digital terrain modeling. *Geomorphology*, 2012, 137.1: 107-121.
- Internetové zdroje**
- AOPK ČR, © 2023: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (online) [cit.2023.03.29], dostupné z < <https://nature.cz/natura-2000> >
- KRNAP, © 2023: Správa KRNAP, ochrana (online) [cit.2023.03.29], dostupné z < <https://www.krnep.cz/priroda/ochrana/> >.
- KRNAP, © 2023: Správa KRNAP, Arkto-alpínská tundra (online) [cit.2023.03.29], dostupné z <<https://www.krnep.cz/priroda/fenomeny/arkto-alpiska-tundra/>>.

8 Seznam obrázků a tabulek

Obr. 1: Princip fungování LiDARu. (převzato: Bakx et al., 2019).....	11
Obr. 2: Znázornění rozdílu mezi DTM, DSM, nCHM a CHM.....	12
Obr. 3: Managementová zonace a klidová pásma KRNAP. (převzato: Správa KRNAP, ©2023).....	19
Obr. 4: Výskyt puštíka obecného (<i>Strix aluco</i>) v KRNAP.	23
Obr. 5: Výskyt sýce rousného (<i>Aegolius funereus</i>) v KRNAP.....	24
Obr. 6: Mapový výstup svažitosti.	25
Tab. 1: Přehled vybraných charakteristik vegetace a terénu a jejich označení.....	26
Obr. 7: Korelace mezi všemi prediktory.	28
Obr. 8: Vybrané prediktory pro výskyt puštíka obecného.	29
Obr. 9: Vybrané prediktory pro výskyt sýce rousného.	30
Tab. 2: Vysvětlená variabilita obou druhů.....	31
Tab. 3: Prediktory vysvětlující nejvíce variability pro puštíka obecného.....	31
Obr. 10: Graf závislosti výskytu puštíka obecného na průměrné nadmořské výšce (vlevo) a směrodatné odchylce výšky vegetace nad 5 m (vpravo). Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu.....	32
Obr. 11: Graf závislosti výskytu puštíka obecného na průměrné hustotě vegetace ve 2-5 metrech. Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu. ..	32
Tab. 4: Prediktory vysvětlující nejvíce variability pro sýce rousného.....	33
Obr. 12: Graf závislosti výskytu sýce rousného na průměrné nadmořské výšce (vlevo) a průměrné hustotě vegetace v 5 a více m (vpravo). Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu.....	33
Obr. 13: Graf závislosti výskytu sýce rousného na průměrné svažitosti. Černé tečky na dolní liště znázorňují 0 neboli absenci druhu a černé tečky na horní liště znázorňují 1 neboli výskyt druhu.....	34

Seznam tabulek

Tab. 1: Přehled vybraných charakteristik vegetace a terénu a jejich označení.	26
Tab. 2: Vysvětlená variabilita obou druhů.	31
Tab. 3: Prediktory vysvětlující nejvíce variability pro puštíka obecného.	31
Tab. 4: Prediktory vysvětlující nejvíce variability pro sýce rousného.	33